



## Vandforvaltning og vandplanlægning

Baaner, Lasse

*Publication date:*  
2012

*Document version*  
Også kaldet Forlagets PDF

*Citation for published version (APA):*  
Baaner, L. (2012). *Vandforvaltning og vandplanlægning*. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet.  
FOI Ph.d.-afhandling Bind 2012/5

# FOI Ph.d.-afhandling



## Vandforvaltning og Vandplanlægning

*Lasse Baaner*



Vejle Fjord

**FOI Ph.d.-afhandling 2012 / 5**

**(FOI PhD Thesis 2012 / 5)**

Vandforvaltning og Vandplanlægning  
(River Basin Management and Planning)

Forfatter (author): Lasse Baaner

Vejleder (academic supervisor): Helle Tegner Anker

Afleveret (submitted) 30. juni 2012

Forsvaret (defended) 2. november 2012

ISBN: 978-87-92591-21-0

Fødevareøkonomisk Institut

(Department of Food and Resource Economics)

Københavns Universitet (University of Copenhagen)

Rolighedsvej 25

1958 Frederiksberg Denmark

[www.foi.life.ku.dk](http://www.foi.life.ku.dk)

# Vandforvaltning og Vandplanlægning

---

## 1 Forord

Denne ph.d.-afhandling er resultatet af et retsvidenskabeligt projekt med overskriften Vandforvaltning og Vandplanlægning. Den er udarbejdet på Fødevarøkonomisk Institut på det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet.

Jeg har været begunstiget af gode arbejdsbetingelser og familiemæssig opbakning. Jeg har også været begunstiget af, at arbejdet har været drevet af min interesse for området - for vand, natur, miljø, regulering og retsforhold.

I processen med at omdanne interessen til forskning, har den betydeligste enkeltfaktor være min vejleder og kollega Helle Tegner Anker. Uden hendes tålmodige vejledning og sparring på ideer, tanker og tekster havde det aldrig kunnet lade sig gøre.

Lasse Baaner

Frederiksberg, juni 2012.

## 2 Resumé

Det overordnede emne for denne juridiske ph.d.-afhandling er vandplanlægning og vandforvaltning indenfor rammerne af vandrammedirektivet. Afhandlingen analyserer en række retlige problemstillinger både med relation til INSPIRE-, vandramme- og grundvandsdirektivet og med relation til den konkrete danske planlægning for og forvaltning af vandressourcerne.

For det første tager afhandlingen fat i fundamentet for vandplanlægningen – de data og informationer, som myndighedernes beslutninger baseres på. Her viser analyserne, at INSPIRE-direktivet med en produktorienteret regulering af geodataområdet er et vægtigt skridt i retning af større gennemsigtighed og bredere anvendelighed af geodata. Gennemføres direktivets intentioner og bestemmelser vedrørende metadata, vil der skabes en betydelighed klarhed og gennemsigtighed i forhold til en lang række af de data og informationer som indgår i vandplanlægningen og i miljøforvaltningen generelt. Analyserne viser imidlertid også, at der er et behov for procedurekrav, der forpligter myndighederne til at redegøre for nøglebeslutninger i forbindelse med de miljørelaterede kortlægningsprocesser og til at evaluere af datakvalitet i forbindelse med brug og formidling af geodata og geoinformation.

For det andet tager afhandlingen fat i miljømålsfastsættelsen – indholdet af og subsumptionen under vandrammedirektivets retlige norm ”god status”. Her viser analyserne dels, at fastlæggelse af det konkrete indhold af god status for en vandforekomst eller en type af vandforekomster indebærer mange usikre naturvidenskabelige valg, hvor den juridiske metode kun giver ringe støtte, dels at den komplicerede direktivmæssige konstruktion af normen bygger på forældede opfattelser af økosystemdynamik og miljøkvalitet, og at der derfor er behov for en revision af direktivets bestemmelser. Her foreslås begrebet ecosystem services som det retlige udgangspunkt for reguleringen og det biologiske begreb functional traits som de variable, målopfyldelsen vurderes på.

For det tredje tager afhandlingen fat i planlægningen af de foranstaltninger, der skal til for at nå miljømålene – indholdet af vandplanerne og indsatsprogrammerne. Her viser analyserne, at vandrammedirektivet indeholder både materielle og processuelle krav til indsatsprogrammerne, at planlægningen af indsatsen i Danmark, Norge og Sverige gribes an på tre grundlæggende forskellige måder, samt at de danske vandplaner og indsatsprogrammer lider af en del mangler i forhold til at opfylde direktivets krav. Analyserne viser også, at integrationen af lovgivningen vedrørende grundvandsbeskyttelse ikke er vellykket, og på den baggrund anbefales lovgivningen gentænkt med henblik på at etablere en sårbarhedsdifferentieret regulering af landbrugets gødningsanvendelse.

### 3 Abstract

This dissertation addresses water management and river basin management planning in the context of the Water Framework Directive. The project analyses a number of legal problems related to the INSPIRE directive, the Water Framework Directive, and the Groundwater Directive, and to actual Danish water management planning.

First, the project analyses the foundations on which the planning is built – the data and information used for authorities' decision-making. With regard to this, the analyses show that the INSPIRE directive, with its product-oriented regulation of geodata, has improved both the transparency and usability of geodata. If the directive's regulation of, and intentions regarding metadata are followed by the member states, there will be a significant improvement in transparency, with regard to a large number of the data sets used in environmental planning and management. However, there is a need for procedural requirements, which obligate the authorities to account for their key decisions relating to environmental surveys, and to elaborate on the quality of data, when using and presenting geodata and geoinformation.

Secondly, the project addresses environmental objectives – the content and application of the legal norm of 'Good status'. The analyses reveal that determining the specific content of the norm for a given body of water raises a number of questions that cannot be answered by legal methods alone. The analyses also show that the construction of the directive is technically complicated, and based on obsolete conceptions of ecosystem dynamics and environmental quality. A revision of the directive is needed, and building on the concept of eco-system services and functional traits as biological variables is recommended.

Third, the project addresses the planning of the measures to achieve the environmental objectives – the content of the programme of measures. In this respect, the analyses show that the Water Framework Directive includes both substantial and procedural requirements, and the measures address the authorities' actions differently in Norway, Sweden, and Denmark. However, they all have significant flaws, when it comes to fulfilling the directive's requirements. The analyses also reveal poor integration among the legislative instruments concerning groundwater protection in Denmark. Set against this background, the project supports a revision of the Danish legislation, to establish, within the scope of the river basin management planning, a differentiated regulation of the use of agricultural fertilizers, according to the vulnerability of the areas where the fertilizers are used.

## **4 Indholdsfortegnelse**

|           |   |           |
|-----------|---|-----------|
| <b>1</b>  | <b>Forord.....</b>  | <b>1</b>  |
| <b>2</b>  | <b>Resumé.....</b>  | <b>2</b>  |
| <b>3</b>  | <b>Abstract .....</b>   | <b>3</b>  |
| <b>4</b>  | <b>Indholdsfortegnelse .....</b>  | <b>4</b>  |
| <b>5</b>  | <b>Introduktion.....</b>  | <b>5</b>  |
| <b>6</b>  | <b>Afhandlingens opbygning – retlig regulering i en planteoretisk ramme.....</b>  | <b>5</b>  |
| <b>7</b>  | <b>Problem og metode .....</b>  | <b>8</b>  |
|           | A. Retsdogmatik .....   | 8         |
|           | B. Teoriudvikling .....   | 9         |
|           | C. Konsekvensanalyser .....   | 9         |
|           | D. Retspolitik .....  | 9         |
| <b>8</b>  | <b>Afhandlingens artikler .....</b>   | <b>11</b> |
|           | <b>Analyse- og kortlægningsfasen.....</b>   | <b>11</b> |
|           | L. Baaner: Geodata – Et nyt område for miljøretten .....  | 11        |
|           | <b>Målsætningsfasen .....</b>   | <b>12</b> |
|           | L. Baaner & T. B. Stoltenborg: Ålegræs på dybt vand? - Et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne ..... | 13        |
|           | H. Josefsson & L. Baaner: The Water Framework Directive – A directive for the 21-first Century? .....                   | 14        |
|           | L. Baaner: Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål.....   | 14        |
|           | <b>Designfasen.....</b>   | <b>15</b> |
|           | L. Baaner: The Programme of Measures of the Water Framework Directive – More than just a Formal Compliance Tool.....    | 16        |
|           | L. Baaner: Programmes of Measures under the Water Framework Directive – A Comparative Case Study .....                  | 16        |
|           | L. Baaner: Vandrammedirektivet og de danske vandplaner .....  | 17        |
|           | <b>Implementeringsfasen .....</b>   | <b>17</b> |
|           | L. Baaner & H. T. Anker: Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse .....   | 18        |
| <b>9</b>  | <b>Konklusion .....</b>   | <b>19</b> |
|           | De lege lata .....  | 19        |
|           | De lege ferenda .....   | 19        |
|           | Vandforvaltning og vandplanlægning – Retlig regulering i en planteoretisk ramme.....                                    | 20        |
| <b>10</b> | <b>Perspektiv.....</b>  | <b>21</b> |
|           | <b>Afhandlingens artikler .....</b>   | <b>23</b> |

## 5 Introduktion

Det overordnede emne for denne ph.d.-afhandling er vandplanlægningen og vandforvaltning indenfor rammerne af vandrammedirektivet. Der er tale om en juridisk afhandling, og afhandlingens juridiske fagområde er miljøretten. Afhandlingen bevæger sig imidlertid i et tværfagligt forskningsområde.

Vandrammedirektivet sætter en ramme om en oplandsbaseret vandforvaltningsplanlægning – i Danmark kaldet vandplanlægning. Vandforvaltningsplanlægningen indledes med en analysefase, hvor vandområderne karakteriseres. Derefter opstilles et overvågningsprogram, og de konkrete miljømål for vandforekomsterne fastlægges. Herefter fastlægges indsatsen for at nå målene, og til sidst realiseres denne indsats. Undervejs inddrages offentligheden i de væsentlige beslutninger og informeres om resultatet. Så enkelt kan det stilles op.

Vandrammedirektivet er imidlertid et kompliceret stykke lovgivning, og mange elementer i direktivet kalder på mere systematiske analyser. Desuden etablerer direktivet en vandforvaltning i Danmark, der på mange punkter er anderledes end den, vi hidtil har kendt og praktiseret. Artiklerne i afhandlingen tager på hver deres vis og indenfor hver deres afgrænsede emne fat på de problemstillinger.

Ambitionen er at komme både langt omkring og ud i krogene, men ikke at dække alt eller at gennemføre en mere overordnet generel analyse af vandforvaltningsplanlægningen i EU eller i Danmark. Emnerne er for en dels vedkommende valgt på baggrund af deres aktualitet og retslivets eller samfundslivets behov for samlede fremstillinger, der beskriver, systematiserer og perspektiverer det foreliggende retlige materiale og de forvaltningsmæssige problemstillinger. For nogle emners vedkommende har jeg imidlertid også vurderet, at en mere teoretisk fremstilling vil kunne støtte en nødvendig udvikling af begreber og systematik indenfor retsområdet.

## 6 Afhandlingens opbygning – retlig regulering i en planteoretisk ramme

Afhandlingens grundramme for de retlige analyser er en planlægningscyklus. Planlægning som samfundsvidenskab har en række forskellige grundlæggende teorier og modeller, og rammen afspejler det, man kan kalde en synoptisk eller målrational planlægningsmodel. I afhandlingen diskuteres afslutningsvist, hvordan denne model forholder sig til det, man kan kalde planlægningens virkelighed, men i første omgang er det nok at acceptere den som en generaliseret eller teoretisk forståelsesramme for en planlægningsproces.<sup>1</sup>

Med forskellige variationer vil man kunne blive enige om, at planlægning indeholder en analyse- eller kortlægningsfase, hvor man danner sig et overblik over den nuværende situation. Fasen kan kaldes kortlægning, undersøgelse, informationsopsamling, analyse osv. Det centrale er, at den skaber viden om tingenes tilstand. Herefter følger en fase med målfastsættelse og plandesign. I målfastsættelsen tager man stilling til, hvordan og i hvilken retning verden skal forandres – dvs. hvor vi skal hen. I plandesignet tager man stilling til, hvordan og med hvilke midler forandringen skal ske. I visse planlægningsprocesser diskuteres både mål og midler samlet i designfasen, i andre er de to processer adskilt. Når designfasen er tilendebragt, er planen klar. Ofte er det her, det fysiske plandokument er færdigt og udgives eller offentliggøres.

---

<sup>1</sup> Se f.eks. F. B. Golley and J. Bellot, 'Planning As a Way of Achieving Sustainable Development', i F. B. Golley and J. Bellot (eds), *Rural Planning from an Environmental Systems Perspective* (Springer-Verlag, 1999), s. 10-12; H. Voogd, 'The Environment as an Object of Planning', i H. Voogd (ed), *Issues in Environmental Planning* (Pion Limited, 1994), s. 21; P. Selman, 'Three decades of environmental planning: what have we really learned?', i M. Kenny and J. Meadowcroft (eds), *Planning Sustainability* (Routledge, 1999), s. 150.



Herefter kommer der en implementeringsfase, hvor det, der nu er planlagt, føres ud i livet. Planen realiseres, og de mål, som planen opstiller eller sigter efter, forsøges nået. I takt med at de planlagte aktiviteter implementeres, følges der normalt op på, om målet nås – eller om de planlagte aktiviteter i det mindste fører verden i retning af det opstillede mål. Dette kaldes ofte monitorering eller overvågning. Hensigten er at se, om det, der nu er planlagt og føres ud i livet, virker, og om tingene udvikler sig i den retning, de skal. Nogle opfatter monitoreringen som mest knyttet til den hidtil gennemførte planlægningsproces, andre ser det mere som en optakt til en ny planlægningsproces og dermed en analyse- eller kortlægningsfase. Det har i den her sammenhæng ingen betydning, for under alle omstændigheder vil de fleste planlægningsprocesser være cykliske, således at processen gentages.

Det er det overordnede billede af en synoptisk eller målrationel planlægningsproces. Kortlægning, målfastsættelse, plandesign, implementering og monitorering. Billedet svarer godt til den ramme, som vandrammedirektivet sætter om den oplandsbaserede vandforvaltningsplanlægning med analysefase og opstilling af overvågningsprogram, fastlæggelse af miljømål, fastlæggelse af indsats, implementering af indsats og evaluering på baggrund af overvågningen. Det er derfor den planlægningsteoretiske ramme eller forståelsesmæssige skabelon, jeg har lagt ned over afhandlingen, og den jeg mere generelt søger at bringe videre i en juridisk sammenhæng. Det er den ramme, de juridiske analyser udspiller sig i.

De eksisterende fremstillinger af den retlige regulering af planlægningen for arealanvendelse, miljø- og naturressourcer er bygget op omkring en anden struktur end den, jeg her har valgt. Planer og planlægning behandles retsvidenskabeligt både i tilknytning til forvaltningsretten og miljøretten. Begge discipliner har fokus på retskildeværdien af planer, dvs. det, der også beskrives som deres retsvirkning. Her ud over har de miljøretligt orienterede fremstillinger været optaget af planernes miljømæssige emnekreds som f.eks. infrastruktur, byudvikling, affald, varme, natur, vand, osv. og f.eks. den overordnede sondring mellem fysisk planlægning og miljøplanlægning.<sup>2</sup> Nogle få fremstillinger knytter forvaltningsretten og miljøretten tættere sammen ved at sondre mellem en planlægning for en aktiv og en reaktiv myndighedsudøvelse.<sup>3</sup> Her er der altså primært fokus på planernes retlige funktionalitet.

Nogle forfattere bruger lovgivningens forlæg og disponerer deres fremstillinger med en tæt forbindelse til bestemmelseernes rækkefølge i lovgivningen.<sup>4</sup> De fleste danske miljøretlige fremstillinger af planlægning har imidlertid det danske planhierarki som analysemæssig- eller fremstillingsteknisk ramme.<sup>5</sup> Det gælder især dem, der har et pædagogisk sigte. Planhierarkiet afspejler et rammestyringsprincip, hvor overordnede planer sætter rammerne for underordnede planer. Det omfatter på den vis både en planlægningsmæssig ramme og retsvirkning. Der er derfor heller ikke langt til en behandling af planlægningslovgivning, der mere generelt er bygget op omkring sondringen mellem de retlige rammer, planerne skal underordne sig, og de retlige ramme

---

<sup>2</sup> H. T. Anker, 'Kommunal forvaltning af det åbne land', i H. T. Anker et al. (eds), *Kommunal miljøforvaltning - i retlig belysning* (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), s. 229-252.

<sup>3</sup> Jf. også her H. T. Anker, 'Kommunal forvaltning af det åbne land', s. 229-252.

<sup>4</sup> K. Revsbech og A. Puggaard, *Lærebog i miljøret*, 4. ed. (Jurist- og Økonomforbundet, 2008). Også i nogen grad H. T. Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer', i E. M. Basse (ed), *Miljøretten 3: Affald, jord, vand og råstoffer*, 2. ed. (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), s. 417-556.

<sup>5</sup> Delvist også K. Revsbech og A. Puggaard, *Lærebog i miljøret*, s. 11-90; E. M. Basse and B. E. Olsen, 'Virkemidler', i E. M. Basse (ed), *Miljøretten 1: Almindelige emner*, 2. ed. (Jurist- og Økonomforbundets forlag, 2006), s. 441-452; H. T. Anker, 'Planlovgivning', i E. M. Basse (ed), *Miljøretten 2: Arealanvendelse, natur og miljøbeskyttelse*, 2. ed. (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), s. 191-264; P. Pagh, *Omsætning og regulering af fast ejendom* (Thomson Reuters, 2009), s. 212-242.

planerne danner for andre efterfølgende beslutninger.<sup>6</sup> Omdrejningspunktet for sådanne analyser er planerne som sådan – og ikke selve planprocessen. Planprocessen er derfor ofte udskilt til særskilt behandling.<sup>7</sup>

Andre forfattere har med forskellig variation et individuelt rettighedsperspektiv som det grundlæggende omdrejningspunkt og f.eks. disponeret stoffet med særligt fokus på planlægningens forhold til ejendomsretten.<sup>8</sup> Her overfor står de forfattere, der betoner kollektive interesser og anlægger et ressource- og bæredygtighedsperspektiv i deres fremstillinger.<sup>9</sup> I begge tilfælde er der et bredere fokus på planlægningens konsekvenser, eller det man også kan kalde afledte retsvirkninger, end i de fremstillinger, der fokuserer på planernes retlige rammer og retsvirkning.

Der er selvfølgelig tale om nogle generaliseringer, der kan diskuteres, og de refererede forfattere vil måske ikke være enige i min karakteristik af deres overordnede analyseramme. Ingen fremstillinger tager imidlertid udgangspunkt i de faktisk gennemførte planlægningsprocesser. Selv om planlægningscyklen er en almindelig brugt samfundsvidenskabelig forståelsesmodel for de processer, der indgår i et planlægningsforløb, så er det ikke en forståelsesmodel, der har præget retsvidenskaben eller har været tænkt ind i det almindeligt brugte ord planlægning i den miljøretlige litteratur.

Formålet med at inddrage en generel planlægningsmodel i retsvidenskaben er at lukke op for en bredere opfattelse af miljøplanlægning som et juridisk emneområde. Ved at se på miljø- og planlovgivningen i denne teoretiske skabelon kan vi blive klogere på de problemer og processer, retten skal adressere for faktisk at adressere planlægningsprocesserne i samfundet. Vi kan også få viden om hvilke dele af retten, der rent faktisk for nuværende adresserer planlægningsprocesserne, og at vi kan bruge det som afsæt for analyser af, på hvilken måde og med hvilket resultat retten adresserer processerne.

---

<sup>6</sup> L. Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer*, Social Science Series 18 (Royal Veterinary and Agricultural University, 2006); B. v. Eyben et al. *Fast ejendom: rådighed og regulering*, 2. ed. (Thomson, 2003), s. 91-116.

<sup>7</sup> Se f.eks. P. Pagh, *Omsætning og regulering af fast ejendom*; H. T. Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer', s.212-239; H. T. Anker, 'Planlovgivning', s.191-264.

<sup>8</sup> M. Moe, *Miljøret*, 7. ed. (Karnov Group, 2011); O. F. Jensen, 'Når boligbebyggelse rykker nærmere - tanker omkring en minkfarm', i H. T. Anker and B. Egelund Olsen (eds), *Miljøretlige emner: festskrift til Ellen Margrethe Basse* (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2008 ), s. 439-454; O. Friis Jensen, 'Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation', *Landinspektøren* 111:1 (2002), s. 19-26.

<sup>9</sup> I. Carlman, 'The Rule of Sustainability and Planning Adaptivity', *AMBIO* 34:2 (2005), s. 163-168; I. Carlman, 'Adaptiv miljøplanering nästa', i G. Michanek and U. Björkman (eds), *Miljörätten i förändring* (Iustus Förlag AB, 2003 ), s. 285-326.

## 7 Problem og metode

De forskningsspørgsmål, der har været ledetrådene i afhandlingen, kan formuleres således:

- A. Hvad er reglernes indhold?
- B. Hvad er reglernes struktur?
- C. Hvad er reglernes virkning?
- D. Hvordan kan reglerne forbedres?

### A. Retsdogmatik

Jeg har stillet mig selv spørgsmål som: Hvad er reglerne for håndtering af overvågningsresultater og geodata? Hvad er reglerne for fastsættelse af miljømål for vandforekomster? Hvad er reglerne for implementering af indsatsplaner? osv.

Det juridiske udredningsarbejde er en af retsvidenskabens kerneopgaver. Det er et arbejde, som vi som universitetsjurister deler med vores fagfæller, hvad enten de er rådgivere, embedsmænd, dommere eller advokater. Med vores udredninger og konklusioner servicerer vi behov i det praktiske retsliv.<sup>10</sup> Afhandlingen lægger hovedvægten på de retlige rammer for myndighedernes administration og forvaltning – Både på hvad forvaltningen *kan* gøre, og hvad den *skal* gøre, men også på hvad der faktisk sker.

Vandrammedirektivet er et stykke EU-lovgivning. Afhandlingen indeholder imidlertid kun i begrænset omfang traditionelle EU-retlige analyser af de retlige forpligtelsers rækkevidde bygget op omkring fortolkningsprincipper og domstolspraksis. Det skyldes flere forhold. For det første er der ikke etableret en egentlig praksis vedrørende vandrammedirektivets centrale forpligtelser. De emner, som afhandlingen tager op, er kun i begrænset omfang belyst ved traditionelle retskilder som domme og afgørelser. Det har i forhold til et mere domstolsorienteret sagsområde ført til en slags ”retskildenød”.<sup>11</sup> For det andet har mit fokus været dels på den konkrete planlægning og forvaltning dels på retten i dens konkrete samspil med natur- og samfundsvidenskaberne. Mit sigte har været at analysere og formidle reguleringen i en sammenhængende form sat i forhold til andre natur- og samfundsvidenskabelige erkendelser.

Samlet set repræsenterer artiklernes metodemæssige tilgang en pluralistisk retsopfattelse<sup>12</sup> med vægt på ordet *kan* i beskrivelsen af retskilder som den information, der kan eller skal tages i betragtning i forbindelse med retlige beslutninger.<sup>13</sup> Retskildeafgrænsningen er kontekstafhængig,<sup>14</sup> og konteksten for afhandlingen er de danske myndigheders administration og forvaltning. Retskildeafgrænsningen sker i det, der på lidt forskellig vis er beskrevet som et inter-subjektivt fagfællesskab,<sup>15</sup> men det betyder ikke, at jeg ikke anerkender den

---

<sup>10</sup> Jf. bl.a. B. Ryberg, 'Praktisk anvendelig forskning', *Erhvervsjuridisk Tidsskrift* :4 (2006), s. 239-242 for en betoning af det væsentlige i dette forskningsformål.

<sup>11</sup> E. Boe, 'Forvaltningsretlige polycentritendenser', i P. Blume and H. Petersen (eds), *Retten Polycentri* (Akademisk Forlag, 1993 ), s. 285.

<sup>12</sup> J. Dalberg-Larsen, 'Forestillingen om retten og dens samfundsmæssige relationer', *Slagmark - Tidsskrift for idéhistorie* nr. 30 (2001), s. 43-53.

<sup>13</sup> P. Blume, 'Til en ny retskildelære', *Tidsskrift for Rettsvitenskap* 103:5 (1990), s. 869.

<sup>14</sup> Se f.eks. H. P. Olsen, 'Retsfilosofiens nye forskningsfelter', *Juristen* 90:10 (2008), s. 313-321.

<sup>15</sup> P. S. Lauridsen, *Om ret og retsvidenskab* (Gyldendal, 1992), s. 111-112. Se også H. P. Graver, 'Vanlig juridisk metode? Om retsdogmatikken som juridisk sjanger', *Tidsskrift for Rettsvitenskap* 121:2 (2008), s. 149-178 og J. F. Bernt, 'Det juridiske fortolkningsfællesskab som referanseramme for avgjørelse av juridiske tvilsspørsmål', *Arbeid og rett Festskrift til Henning Jakhellns 70-årsdag* (Cappelen Damm Akademisk, 2009 ), s. 31-43.

cirkelslutning og det erkendelsesteoretiske problem, der ligger i, at fagfællesskabet i sig selv er referencen for videnskabelig kvalitet, når den bedømmes af fagfællesskabet.<sup>16</sup> Forholdet er vel nærmere det, at mit fokus i de problemstillinger, jeg har fundet det væsentligst at behandle, har været et andet end det videnskabsteoretiske.

### B. Teoriudvikling

I tilknytning til de retsdogmatisk undersøgelser af vandforvaltningen er det afhandlingens sigte at uddrage eller skabe nogle retlige strukturer i regelsættene. Da det er relativt ubeskrevne retsområder, afhandlingen beskæftiger sig med, har mulighederne stået åbne for bevidste valg af perspektiver og systematik. Det systemteoretiske og begrebsudviklende har på den vis en relativ fremtrædende placering i arbejdet, og sigtet med forskningen har således også været at give næring til udviklingen af retssystemet som sådan.<sup>17</sup>

Der er ikke tale om teoriudvikling på retsvidenskabeligt makroniveau men om udvikling af det, man kan kalde forklaringsmodeller for juridisk analyse og fremstilling af regelsættenes sammenhænge. Teorierne er i den forstand hjælpemidler til at forstå og bringe orden i analyserne af retlige regelværk.<sup>18</sup> Elementer som kohærens og konsistens er væsentlige i det retsdogmatiske arbejde, og den fagspecifikke teoribygning er en nødvendig forudsætning for at kunne arbejde med disse begreber både i teori og praksis.

Det har været væsentligt, at de teoriudviklende elementer af min forskning knytter an til andre videnskaber. Jeg har arbejdet i et flerfagligt forskningsmiljø og bestræbt mig på med afsæt i retsvidenskaben at give nogle tværvideenskabeligt funderede forslag til nye forståelser af de eksisterende regelsæt. I analyserne af INSPIRE-direktivet bygger afhandlingen med sin introduktion af begrebet retlige geodata således bro til GIS-forskningen. I analyserne af vandrammedirektivets miljømål bygger afhandlingen bro til naturvidenskaberne med begreber som relativ og absolut kalibrering af klassifikationssystemer og med relateringen af normen *god status* til systemøkologien. Endelig sættes afhandlingens retsvidenskabelige analyser ind i en fælles planlægningsteoretisk ramme, der gerne skulle bidrage til en mere sammenhængende overordnet forståelse af det retsområde, der kaldes miljøplanlægning.

### C. Konsekvensanalyser

Det tredje omdrejningspunkt for min forskning har været at klarlægge, hvad reglernes virkning er – altså hvad reguleringen vil eller kan betyde for det emnefelt og de aktiviteter, der reguleres.<sup>19</sup> Her står vi som jurister metodemæssigt svagt – jus opbygges på baggrund af retskilderne og metodelæren, mens beskrivelsen af faktum og afledt faktisk konsekvens ikke har noget traditionelt metodemæssigt afsæt. Her må vi som jurister læne os op af andre fagfolks analyser og vurderinger. Mine konsekvensanalyser bygger derfor på naturvidenskabeligt eller logisk funderede ræsonnementer støttet af andres beskrivelser af den virkelighed, der er reguleret – f.eks. myndighedernes undersøgelser af faktiske natur- og miljøforhold, naturfaglig videnskabelig litteratur og rapporter udarbejdet af forskellige interesseorganisationer.

### D. Retspolitik

Det er især analyserne af, hvilke konkrete konsekvenser reglerne har, der har ført mig til at foreslå ny regulering, altså hvordan reglerne kan forbedres. Bandt andet har jeg sammen med min kollega ph.d.-

<sup>16</sup> H. P. Olsen, 'Cirkler i retsvidenskaben: En kritik af Preben Stuer Lauridsens retsfilosofi', *Retfærd* 23:88 (2000), s. 64.

<sup>17</sup> Som f.eks. beskrevet i H. P. Olsen, 'Retsfilosofiens nye forskningsfelter', s. 313-321 og C. Sandgren, 'Om teoribildning och rättsvetenskap', *Juridisk tidskrift* 16:2 (2004), s. 297-333.

<sup>18</sup> Jf. f.eks. J. Dalberg-Larsen, 'Lidt om at indføre samfundsvidenskabelige elementer i den juridiske forskning', i E. M. Basse (eds), *Regulering og styring – en juridisk teori- og metodebog* (G.E.C. Gads Forlag, 1989), s. 76.

<sup>19</sup> Jf. også S. Westerlund, 'Miljörättsvetenskap med nödvändighet interaktiv', i S. Westerlund and M. Gräns (eds), *Interaktiv Rättsvetenskap* (Uppsala Universitet, 2006), s. 199, om nødvendigheden heraf.

studerende Henrik Josefsson fra Uppsala foreslået en radikalt anderledes måde at fastlægge vandrammedirektivets miljømål på og sammen med min vejleder og kollega Helle Tegner Anker støttet en nytænkning af arealreguleringen m.h.t. anvendelse af gødningsstoffer. Afhandlingens retspolitiske forslag er givet for at imødekomme både strukturelle problemer i regelsættene såvel som ineffektivitet i forhold til beskyttelsen af natur- og miljømæssige værdier. Dette arbejde har været spændende og udfordrende, og undervejs i processerne har det overrasket mig, hvor forsvindende lidt retsvidenskabelig litteratur beskæftiger sig med reguleringskvalitet og principper for god regulering.<sup>20</sup>

Der er ikke nogen juridisk tradition for metodemæssige beskrivelser af den retspolitiske virksomhed eller videnskabelighed. Jørgen Dalberg-Larsen fra Århus Universitet har som en af de få fornylig behandlet emnet.<sup>21</sup> Han beskriver fem arketyper juridiske selvpfattelser med hver deres værdimæssige udgangspunkt. I den forbindelse er han kritisk overfor, om det overhovedet er muligt at identificere og bruge juridiske værdier som grundlag for ”objektive retspolitiske vurderinger”. Det forhold, at der ikke kan formuleres objektive retspolitiske vurderinger, mener jeg dog ikke nødvendigvis fratager den velbegrundede retspolitiske argumentation dens videnskabelighed.

Spørgsmålet om, hvordan de samfundsmæssige problemer retligt håndteres bedst, har været centralt placeret i forbindelse nogle af afhandlingens problemstillinger. Jeg har set det som en af retsvidenskabens vigtige opgaver. Her har jeg været inspireret – og præget – af det nordiske samarbejde om udviklingen og opdyrkningen af miljøretten som en både deskriptiv og normativ disciplin. Der er mange gode repræsentanter for den tænkning, men jeg vil især fremhæve Staffan Westerlunds vedholdende insistensen på at kræve af forskningen, at den nytænker og udvikler miljøretten, så den fremmer en miljømæssigt bæredygtig samfundsudvikling, som inspirerende for mit eget arbejde.<sup>22</sup>

Miljømæssig bæredygtighed har været ført frem af mange forfattere som grundprincip eller grundværdi i miljøretten.<sup>23</sup> Indholdet af bæredygtighedsbegrebet er omdiskuteret, men lægger i sin grundkerne den samme vægt på opfyldelse af nuværende og fremtidige generationers behov og et evighedsperspektiv ind over forvaltningen af naturressourcerne. Det er imidlertid opfyldelsen af nulevende menneskers kollektive behov, der er det grundlæggende værdimæssige udgangspunkt for det retlige system, som jeg sammen med Henrik Josefsson foreslår opbygget som ramme for forvaltningen af vores fælles vandmiljø.

Retsvidenskabens egne værdier som kohærens og konsistens i reguleringen, retssikkerhed og effektivitet danner via ligheds- og analogibetragtninger imidlertid også den underliggende baggrund for de retspolitiske forslag. Det nytænkende og udviklende er her sket på rettens bestående præmisser. De retspolitiske forslag henter, som Preben Stuer Lauridsen har beskrevet det, deres legitimitet i forankringen i den bestående retsorden.<sup>24</sup> De retspolitiske betragtninger er analogibaserede, og den retspolitiske videnskabelige

---

<sup>20</sup> Se også J. Tala, 'Lagstiftningsforskning – ett nödvändigt perspektiv inom rättsvetenskapen', i S. Westerlund and M. Gräns (eds), *Interaktiv Rättsvetenskap* (Uppsala Universitet, 2006 ), s. 141.

<sup>21</sup> J. Dalberg-Larsen, 'Fem opfattelser af retspolitik som retsvidenskabelig aktivitet i historisk og aktuel belysning', i S. Schaumburg-Møller and J. Evald (eds), *Om retspolitik* (Jurist- og Økonomforbundet, 2002 ), s. 9-41.

<sup>22</sup> S. Westerlund, *Miljörättsvetenskap med nödvändighet interaktiv*, s.181-202; S. Westerlund, 'Rätt och riktig rättsvetenskap', *Nordisk Miljörättslig Tidskrift / Nordic Environmental Law Journal* 2010:1 (2010), s. 3-22.

<sup>23</sup> B. Hedelin, *Planning for Sustainable Use of Water* (Karlstad University, Faculty of Technology and Science, 2008); I. Carlman, 'The Rule of Sustainability and Planning Adaptivity', s. 163-168; J. Christensen, *Rätt och kretslopp: studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor* (Iustus, 2000); L. Gipperth, *Miljökvalitetsnormer. En Rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål* (Uppsala Universitet, 1999); S. Westerlund, *En hållbar rättsordning: rättsvetenskapliga paradigmer och tankevägar* (Iustus Förlag, 1997).

<sup>24</sup> P. S. Lauridsen, *Studier i retspolitisk argumentation* (Juristforbundets Forlag, 1974), s. 470.

virksomhed har bestået i at formulere de hensyn og principper, som ligger bagved og begrundes den bestående retsorden, og derefter at overveje hvilke konsekvenser en loyal anvendelse af disse hensyn og principper på det behandlede emne vil kunne have i retning af ændringsforslag til den bestående lovgivning.

## 8 Afhandlingens artikler

Afhandlingen indeholder 7 publicerede artikler og et upubliceret manuskript. I det følgende introduceres de kort og placeres i planlægningscyklen – dvs. den planlægningssteoretiske forståelsesramme, der er afhandlingens grundramme. Artiklerne er placeret til sidst i afhandlingen.

### Analyse- og kortlægningsfasen

Kortlægningsfasen er karakteriseret ved, at verden undersøges i et videnskabeligt paradigme. Der anvendes naturvidenskabelige metoder til at undersøge vandmiljøets tilstand, grundvandsforhold, arealanvendelse og forureningskilder. Undersøgelserne resulterer i data, og der sker en udvælgelse og behandling af disse data. Data bliver til information.

De fleste af de data, der produceres, er arealrelaterede. Det vil sige, at de er geodata omfattet af INSPIRE-direktivets bestemmelser. INSPIRE-direktivet, hvis fulde titel er Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2007/2/EF af 14. marts 2007 om opbygning af en infrastruktur for geografisk information i Det Europæiske Fællesskab, er styrende for den måde arealdata, kort og planer spiller sammen på indenfor miljøområdet.

Den viden, der genereres om verden i kortlægningsfasen, behøver imidlertid ikke bygge på data. Den kan også bygge på modeller eller beregninger. Data er ofte begrænsede, men ved hjælp af naturvidenskabelige modeller kan der f.eks. ud fra konkret viden om enkelte lokaliteter genereres generel viden om generelle typer af lokaliteter.

Kortlægningsfasen i planlægningsprocessen har traditionelt ikke været genstand for retlig regulering. I den danske planlægningsstradition har kortlægningsfasen – i alt fald når det kommer til vandforvaltningsplanlægning – været udført lokalt og regionalt af teknikere og fagpersoner på baggrund af miljøministeriets vejledninger og faglige rapporter fra forskningsinstitutionerne. Forskningsinstitutionerne, både universiteter og tidligere sektorforskningsinstitutioner, har leveret den viden, der skulle til for at udføre den lokale, regionale og statslige kortlægning.

I den danske planlov, der tidligere også var rammen for den vandrelaterede planlægning, er kortlægningsfasen kun reguleret ved et krav om, at kommuneplaner – ligesom de tidligere regionplaner – skal indeholde en redegørelse for planernes forudsætninger. Planens forudsætninger er netop den viden og de antagelser, som planen bygger på – dvs. information dannet på baggrund af data eller modeller. En plans forudsætninger kan altså ses som en beskrivelse af resultaterne af kortlægningsfasen.

#### L. Baaner: Geodata – Et nyt område for miljøretten<sup>25</sup>

Basisanalyserne er analyser og beskrivelser af vandområdedistrikter i henhold til vandrammedirektivets artikel 5. Vandrammedirektivet stiller processuelle krav til analyserne og afgrænser emnekredsen for indholdet af analyserne men stiller her ud over ikke materielle krav til håndteringen af de geodataset, der udgør en stor del af de konkrete analyseresultater. Det gør INSPIRE-direktivet derimod, og hensigten med at arbejde mere detaljeret med INSPIRE er at skabe klarhed over disse materielle krav.

---

<sup>25</sup> L. Baaner, 'Geodata – et nyt område for miljøretten', *Tidsskrift for Kortlægning og Arealforvaltning* 45:3 (2010).

Artiklen placerer sig i planlægningscyklens kortlægningsfase og fungerer som en introduktion til den problemstilling, der kan beskrives som forholdet mellem resultater af kortlægning og bindinger som følge af planlægning. Grænserne mellem de to processer er mere uklare, end man skulle tro, fordi lovgivningen er skruet sammen på en måde, så kortlægning af visse miljøforhold – f.eks. en lokalitets botaniske indhold – automatisk etablerer en retlig arealbinding, ligesom en del kortlægning – f.eks. tilrettelæggelsen af det danske miljøovervågningsprogram NOVANA - bygger på en forudgående planlægning.<sup>26</sup>

Metodisk er artiklen et stykke traditionelt retsvidenskabeligt arbejde. Den introducerer en ny retlig regulering for et akademisk publikum og vurderer de retlige og retssikkerhedsmæssige konsekvenser af denne nye regulering. Den fokuserer på direktivet og den danske implementeringslovgivning og redegør for indholdet af de retlige grundbegreber, som reguleringen er bygget op omkring. Med min overordnede ambition om tværfaglighed og teoriudvikling sættes grundbegreberne i relation til de tilgrænsende videnskaber – her navnlig det, der i dag betegnes som GIScience.

Artiklen diskuterer reguleringen af datakvalitet og kortlægningsprocesser ud fra de to retlige principper – saglighed og gennemsigtighed – hvor saglighed angår det materielle indhold af myndighedernes beslutninger og gennemsigtighed de formelle processer for fremlæggelse af beslutningsgrundlaget. Her peges der på behovet for etablering af en retlig ramme for myndighedernes beslutninger, der sikrer, at kvaliteten og karakteren af det faglige grundlag i forbindelse med kortlægnings- og planlægningsprocesser lægges frem for offentligheden.

## Målsætningsfasen

I målsætningsfasen fastsættes de mål, som planlægningen skal søge at opnå. Vandforvaltningsplanlægningen efter vandrammedirektivet er målstyret på den særlige måde, at miljømålene fastlægges i noget, der minder mere om en juridisk afgørelsesproces end en egentlig planlægningsproces. Der er ikke tale om, at miljømålene for de enkelte vandforekomster fastlægges i en politisk proces af den planlæggende myndighed, som det kendes fra den danske region- og kommuneplanlægning. Målene fastlægges derimod som udgangspunkt ved retlig subsumption under vandrammedirektivets artikel 4 eller de nationale regler, der implementerer artikel 4. Målfastsættelsen sker i et primært retligt paradigme, hvor skønnet er lovbundet, mens kun beslutningen om, hvordan målene skal nås, sker i et politisk paradigme.

Derved adskiller vandforvaltningsplanlægningen af i dag sig på et afgørende område fra den traditionelle danske miljøplanlægning. Miljømålene får karakter af forudsætninger for planlægningen, og målfastsættelsen får karakter af kortlægning af retlige forudsætninger eller, kan man sige, kortlægning af retlige geodata.

Det skøn, som medlemsstaterne har i forbindelse med den retlige subsumption under regelsættet, tilfører ganske vist målfastsættelsen et element af designfase eller et politisk element. Men skønnet, som levnes den planlæggende myndighed i målfastsættelsen, angår imidlertid retsanvendelsen og er som sådan et lovbundet skøn – i modsætning til den skønsmæssige beføjelse, der levnes en myndighed ved en kompetencenorm eller fuldmagtsbestemmelse.<sup>27</sup>

---

<sup>26</sup> Se f.eks. tilrettelæggelsen af vandløbsovervågningen i sammenhæng med vandplanerne i Naturstyrelsen, *Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse del 2.*, (Miljøministeriet, 2012), s. 83-103

<sup>27</sup> For sondringen se f.eks. E. Boe, 'Forvaltningsretlige polycentritendenser', s.284 og L. V. Westerhäll, 'Regel och skön i nordisk forvaltningsrätt', i C. Henrichsen *et al.* (eds), *Forvaltningsretlige perspektiver* (Jurist- og Økonomiforbundets Forlag, 2006 ), s. 181 med henvisninger til norsk forvaltningsretlig teori.

L. Baaner & T. B. Stoltenborg: Ålegræs på dybt vand? - Et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne<sup>28</sup>

Artiklen analyserer og præsenterer den retlige regulering med afsæt i traditionel juridisk metode, men henter med sin introduktion af begreberne ”absolut og relativ kalibrering” hjælp i det naturvidenskabelige begrebsapparat til beskrivelsen og systematiseringen af den retlige regulering. Artiklen forsøger også at fremhæve og redegøre for det tætte samspil mellem de naturvidenskabelige og retlige processer både i fastlæggelsen af indholdet af direktivets og lovens miljømål og i fastlæggelsen af status og mål for de individuelle vandforekomster.

Artiklen er oversigtlig i sin karakter. Den redegør for resultatet af vores analyser og i mindre grad for selve vores analyser. Emnemæssigt og i sin sammenhæng med ph.d. afhandlingen som sådan er artiklen imidlertid interessant. Den belyser nemlig i kort og komprimeret form systematikken i fastsættelsen af miljømål for vandforekomster. Direktivets abstrakte norm nedbrydes via direktivets bilag IV til et detaljeret regelsæt med parametre, kriterier og vurderingsprincipper. Herefter anvendes disse parametre, kriterier og principper i mål- og statusfastsættelsen af de individuelle vandforekomster. Vandforekomsternes konkrete subsumption under normen er overladt til medlemsstaterne, og processen er trods den intensive og komplekse retlige regulering, overvejende lagt i hænderne på naturvidenskabeligt uddannede medarbejdere.

I den planlægningsteoretiske ramme illustrerer artiklen netop det forhold, at den målfastsættelse, der traditionelt i den danske miljøplanlægning diskuteres som en del af en designfase, og som normalt rummer stor frihed for den planlæggende myndigheds politiske skøn, med vandrammedirektivet har udviklet sig til en proces, der bedre beskrives som en traditionel retlig subsumption.

Artiklen vender sig imidlertid også mod nogle af de problemstillinger, der blev taget op i geodataartiklen – nemlig myndighedernes ansvar for at belyse faktum for at fremskaffe det fornødne sikre beslutningsgrundlag og oplyse en sag tilstrækkeligt. I forbindelse med sagsoplysning, og det man kan kalde ”fornødent beslutningsgrundlag”, sonder artiklen mellem hvorvidt udkommet af processen er en plan eller en konkret retlig afgørelse, og problematiserer hvilken betydning det kan have. I artiklen efterlades problemstillingen imidlertid åben til en selvstændig undersøgelse.

Temaet har - med en bevisretlig vinkel - været berørt af Ellen Margrethe Basse. Hun har i den efterhånden ældre artikel *Beviskrav og konsekvensvurderinger indenfor miljøretten* taget fat i de vanskelige bedømmelser af prognoser og sandsynlighedsvurderinger og lagt vægt på at inddrage de traditionelle miljøretlige principper.<sup>29</sup> Hensigten med hendes artikel var at underbygge Henrik Zahles synspunkter om bevisretlig pluralisme,<sup>30</sup> og ålegræsartiklens videnskabelige værdi havde været forøget ved inddragelse af den argumentationsramme i analysen. Alligevel mener jeg, at artiklen har en videnskabelig berettigelse, dels for sin systematisering af retsgrundlaget for miljømålsfastsættelsen, dels for sin relevans i forhold til den indsats overfor landbrugets kvælstofbelastning, der har vist sig at være en af de allerstørste politiske udfordringer i den danske vandplanlægning. Med hensyn til det førstnævnte, så fungerer artiklen også som et forstudie til den efterfølgende artikel om vandrammedirektivets miljømål ”god status”.

<sup>28</sup> L. Baaner og T. B. Stoltenborg, 'Ålegræs på dybt vand?: et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne', *Tidsskrift for Miljø* 2011:2 (2011), s. 54-33.

<sup>29</sup> E. M. Basse, 'Beviskrav og konsekvensvurderinger indenfor miljøretten', i P. Blume and H. Petersen (eds), *Retten Polycentri* (Akademisk Forlag, 1993 ), s. 37-61.

<sup>30</sup> H. Zahle, 'Findes der kun en bevisret?', *Festskrift til Per Olof Bolding* (Juristforlaget, 1992), s. 447.



H. Josefsson & L. Baaner: The Water Framework Directive – A directive for the 21-first Century?<sup>31</sup>

Miljømålene er centrale for vandrammedirektivet, og miljømålenes konkrete indhold har stor betydning for den indsats, der fastlægges i den efterfølgende designfase. Artiklen her undersøger forholdet mellem det retlige indhold og det biologiske/økologiske indhold i begrebet *god status*. Den bygger dels på et relativt omfattende retsdogmatisk analysearbejde af vandrammedirektivets regulering dels på en omfattende analyse af den biologisk- og økologisk orienterede naturvidenskabelige litteratur.

Artiklen er tværfaglig i ordets egentlige forstand, idet den interesserer sig for interaktionen mellem den juridiske og den naturvidenskabelige disciplin i mødet omkring en norm med anvendelse af begge fags metoder og terminologi.<sup>32</sup> Den bevæger sig både på den miljøretlige og systemøkologiske forskningsfront, og det betyder, at man for at forstå betydningen af dens resultater må have både juridisk og biologisk indsigt på et forholdsvist højt niveau.<sup>33</sup>

Analyserne fører til identifikation af en grundlæggende uoverensstemmelse mellem den retlige regulering knæsat af direktivet og den moderne viden om og opfattelse af økosystemers funktionalitet, kvalitet og sundhed. Problemet ligger ikke i selve den retlige norm *god økologisk tilstand*, men i den retlige og naturfaglige specifikation af normen i direktivets bilag.

Artiklen tager dernæst udfordringen op med at give den retlige norm et moderne økologisk indhold. Dette er en udfordring, ikke kun fordi det kræver en nytænkning af direktivets bestemmelser, men også fordi det må bygge på moderne økologiske begreber, der er uvante for de fleste jurister. Det foreslås, at normen bygges op grundlag af økosystemernes potentiale med hensyn til at levere ecosystem services og med functional traits som de variable, økosystemernes målopfyldelse bedømmes på.

Artiklen illustrer den retlige norms betydning for hele planprocessen og navnlig for tilrettelæggelsen af kortlægningen og overvågningen og fokuseringen af indsatsen i designet af planen. Den nuværende tekniske specifikation af direktivets norm underminerer det nødvendige helhedssyn på vandets hydrologiske kredsløb og de vandrelaterede økosystemernes strukturer og processer.

L. Baaner: Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål<sup>34</sup>

Hvor den foregående artikel belyser miljømålet *god status* som en generel norm, tager denne artikel fat i den konkrete retlige subsumption under normen – det vil sige den konkrete fastsættelse af miljømål for individuelle vandforekomster. Det er altså også et nedslag i planlægningscyklens målsætningsfase. Artiklen giver en kritisk analyse af den konkrete målfastsættelse i de danske vandplaner, men rummer derudover et komparativt element.

I artiklen sammenlignes den direktivmæssige eller EU-retlige tilgang og så den danske tilgang til målfastsættelsen. Når forholdet mellem den nationale ret og EU-retten behandles komparativt, så er det for at facilitere en analyse og forståelse af retssystemernes indbyggede rationaler. Sammenligningen går altså ud over den rene compliance or not-analyse og prøver at formidle et mere systemorienteret eller forståelsesorienteret perspektiv på de to regulerings- eller planlægningsparadigmer.

<sup>31</sup> H. Josefsson og L. Baaner, 'The Water Framework Directive - A Directive for the Twenty-First Century?', *Journal of Environmental Law* 23:3 (2011), s. 463-486.

<sup>32</sup> For en god beskrivelse af forskellige former for flerfaglig og tværfaglig forskning se B. Tress et al. *From landscape research to landscape planning: aspects of integration, education and application* (Springer, 2006).

<sup>33</sup> Jf. herom også S. Westerlund, 'Miljörättsvetenskap med nödvändighet interaktiv', s.190.

<sup>34</sup> L. Baaner, 'Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål', *Juristen* 94:3 (2012), s. 124-136.

Endelig illustrerer artiklen, hvordan miljømålsfastsættelsen i praksis i Danmark er sket i en sfære af politisk og juridisk virksomhed, og hvordan den danske praksis vedrørende fastsættelsen af miljømål har både elementer af retlig subsumption og politisk målvedtagelse. Sat ind i den planlægningsmæssige forståelsesmodel viser artiklen, hvordan de konkret fastsatte miljømål for de individuelle vandforekomster med lige god ret kan ses som retlige forudsætninger for designfasen og som en del af resultatet af designfasen. Det kan også formuleres således, at fastsættelse af miljømål i vandplanlægningen ikke er underlagt de planlæggende myndigheders diskretionære beslutningskompetence, men er en del af rammen for udøvelse af den diskretionære beslutningskompetence.

## Designfasen

Når målene ligger fast, er der diskussionen om midlerne til at nå målene tilbage. Her er meget bestemt af den planlæggende myndigheds kreativitet og forhandlingskunst. Lovgivningen kan normere hvilke midler, der kan tages i anvendelse, men ofte vil den retlige konstruktion være den, at en række midler stilles til rådighed, samtidig med at yderligere midler ikke udelukkes. Hvis den planlæggende myndighed skal træffe beslutning om både mål og midler, bliver diskussionen ofte sammenvævet.

Designfasen af en planlægningscyklus afsluttes typisk af en formel vedtagelse af den udarbejdede plan – i dette tilfælde indsatsprogrammer og de tilknyttede vandplaner.

I vandplanlægnings designfase under vandrammedirektivet udarbejdes de indsatsprogrammer, der viser vejen til opfyldelsen af miljømålene. Afhandlingen indeholder tre artikler, der hver på sin vis adresserer designfasen og vandrammedirektivets indsatsprogrammer. Den første, som introduceres her, giver en detaljeret analyse af kravene til indsatsprogrammerne. Den anden, som introduceres efterfølgende, giver en analyse af, hvordan forsøget på at opfylde disse krav resulterer i indsatsprogrammer af vidt forskellig karakter i forskellige medlemsstater. Den sidste analyserer, hvordan den konkrete vandplanlægning i Danmark forholder sig til det EU-retlige grundlag.

I forhold til vandplanlægningens designfase analyserer den første artikel altså de retlige rammer for, hvad der kan, og hvad der skal planlægges for at nå miljømålene, den anden hvilket design tre konkrete sammenlignelige indsatsprogrammer har fået, mens den tredje går i dybden med den konkrete planlægning indenfor et vanddistrikt.

L. Baaner: The Programme of Measures of the Water Framework Directive – More than just a Formal Compliance Tool<sup>35</sup>

Denne artikel afdækker de formelle og materielle krav, der stilles til indholdet af indsatsprogrammerne. Artiklen er et traditionelt stykke retsdogmatisk arbejde, der analyserer hvilke krav til medlemsstaternes indsatsprogrammer, der kan udledes af direktivets artikler. Materialet – eller retskilderne – er først og fremmest direktivet og enkelte støttedokumenter. Derudover inddrages den retsvidenskabelige litteratur. Sigtet med artiklen er dels at give den nødvendige retlige baggrund for at vurdere, om medlemsstaternes indsatsprogrammer lever op til direktivets krav, dels at give en mere systematisk fremstilling af de enkelte bestemmelser i artikel 11.

Som artiklen viser, så fungerer en række bestemmelser i artikel 11 som formelle krav til programmernes indhold. Disse bestemmelser kræver materielt set ikke mere af medlemsstaterne, end der er nødvendigt for at nå miljømålene efter artikel 4. Andre bestemmelser i artikel 11 stiller formelle krav til programmernes indhold med hensyn til foranstaltninger for at opfylde andre forpligtelser i både vandrammedirektivet og andre miljødirektiver, men indeholder heller ikke selvstændige materielle krav til medlemsstaternes vandforvaltning.

Artiklen konkluderer imidlertid, at der også er bestemmelser i vandrammedirektivets artikel 11 og i grundvandsdirektivet, der stiller materielle krav til medlemsstaternes vandforvaltning – altså krav, der går på den juridiske konstruktion af medlemsstaternes regelsæt. Medlemsstaternes frihed til i designfasen at bestemme, hvordan opfyldelsen af miljømålene skal ske, begrænses på den måde af kravene i artikel 11. Kravene er lette at overse, da de er skjult i de mange mere formelle bestemmelser i artikel 11, men de fremhæves her, som ”substantive requirements concerning the establishment and use of specific legal instruments for water management”.

L. Baaner: Programmes of Measures under the Water Framework Directive – A Comparative Case Study<sup>36</sup>

Hensigten med den forudgående analyse af direktivets artikel 11 var blandt andet at danne grundlaget for en vurdering af tre indsatsprogrammer fra tre forskellige medlemsstater. Tanken var, at jeg på baggrund af analysearbejdet vedrørende direktivets artikel 11 kunne kombinere en komparativ analyse med en legalitetsvurdering af tre forskellige indsatsprogrammer fra henholdsvis Danmark, Sverige og Norge.

Denne tanke viste sig imidlertid ikke at holde stik. Opmærksomheden på kravene i artikel 11 hos de planlæggende myndigheder i de tre vanddistrikter viste sig at være så sporadisk, og den danske implementering så ufuldstændig på daværende tidspunkt, at en nærmere legalitetsvurdering ikke gav mening. Til gengæld resulterede den komparative analyse i en række uventede og overraskende konklusioner, der dannede baggrund for en mere planlægningsorienteret videnskabelig artikel. Analyseområdet blev det, der måske bedst kan beskrives som de vandplanlæggende myndigheders regulerings- og styringsteknik, og forskningsspørgsmålet, jeg endte med at forfølge, var, hvordan myndighedernes aktiviteter med sigte på at opnå miljømål, reguleringsteknisk blev styret af de tre indsatsprogrammer.

Den komparative analyse resulterede i, at jeg kunne identificere tre grundlæggende forskellige måder at styre myndighedernes aktiviteter på mod det samme mål – god vandstatus i vanddistriktets vandforekomster. Problemerne var for en stor dels vedkommende de samme og tilsvarende gjaldt for de retlige instrumenter og

<sup>35</sup> L. Baaner, 'The Programme of Measures of the Water Framework Directive More than just a Formal Compliance Tool', *Journal of European Environmental and Planning Law* 8:1 (2011), s. 82-100.

<sup>36</sup> L. Baaner, 'Programmes of Measures Under the Water Framework Directive – A Comparative case study', *Nordisk miljörättslig tidsskrift / Nordic Environmental Law Journal* 2011:1 (2011), s. 31-51.

konkrete aktiviteter, der forventedes anvendt. De væsentlige forskelle lå i den måde, hvorpå de vandplanlæggende myndigheder styrede egne og andre myndigheders aktiviteter – det vil sige det, som vandplanlægningen adresserede.

Artiklen giver måske kun i mindre grad et bidrag til retsvidenskaben men giver til gengæld et væsentligt empirisk baseret bidrag til perspektivering og udvikling af miljøplanlægningen som faglig og videnskabelig disciplin. Manglen på retlige implikationer medfører imidlertid heller ikke nødvendigvis mangel på retlig relevans. En del af de forvaltningsretlige problemstillinger, som udfordrer den traditionelle forvaltningsret, hænger sammen med både europæiseringen af retten og de samfundsmæssige behov for eller ønsker om en mere intens styring og kontrol af den offentlige opgavevaretagelse.<sup>37</sup> At artiklens konklusioner m.h.t. forskellige styringsstrategier ikke har retlige implikationer skyldes måske den forsinkelse, hvormed det retlige system reagerer på samfundets behov.

#### L. Baaner: Vandrammedirektivet og de danske vandplaner<sup>38</sup>

Designfasen af en planlægningscyklus afsluttes som oftest med en formel vedtagelse af planen, der så danner grundlag for den efterfølgende implementeringsfase. Det er i hvert fald tilfældet, når planen har et regulerings- eller styringsformål og derfor behøver en form for retlig autoritet. Denne artikel tager fat i de danske vandplaner som retlige instrumenter med netop et styringsformål og sammenholder dem med vandrammedirektivets forlæg.

Artiklen bygger delvist på analyserne af direktivets artikel 11, men den formidler dem i en dansk sammenhæng og i direkte tilknytning til de danske vandplaner og de danske indsatsprogrammer. Artiklen er derved dels et implementeringsstudie, dels en sammenligning af det, man kan kalde den direktivmæssige eller EU-retlige tilgang og så den danske tilgang til vandplanlægningen. De retlige analyser af planinstrumenterne behandles komparativt for at facilitere en analyse og forståelse af de danske vandplaners karakter og EU-retlige ophæng. Sammenligningen går altså også i denne artikel ud over den rene compliance-analyse og formidler et mere forståelsesorienteret perspektiv på de to instrumenter vandplaner og indsatsprogrammer.

Konklusionen på artiklens analyser er, at formålet med vandplanerne, som det kommer til udtryk i vandrammedirektivet, og som det kommer til udtryk i den danske implementering, er væsensforskellige. Hvor direktivets vandplaner sigter på information og oplysning, sigter de danske vandplaner på styring og regulering. Det er ikke udelukket at opfylde begge formål med samme dokument, men det er heller ikke nødvendigvis hensigtsmæssigt. Hvad angår de danske indsatsprogrammer, så påpeger artiklen en række af de grundlæggende misforståelser i den danske implementering, som blev identificeret i artiklen om de danske, svenske og norske indsatsprogrammer. Desuden redegør artiklen for forskellen mellem begrebet virkemidler, der er omdrejningspunktet i den danske vandplanlægning og så vandrammedirektivets begreb foranstaltninger.

## Implementeringsfasen

I implementeringsfasen af planlægningscyklen skal de planlagte tiltag implementeres, og planerne realiseres. I denne fase ser vi allehånde regelsæt taget i anvendelse for at realisere de mål og tiltag, som planerne

---

<sup>37</sup> Se f.eks. om den senmoderne forvaltningsret G. Battrup, 'Teoridannelser i senmoderne forvaltningsret', *Kritisk debat [online]* 2007:okt (2007).

<sup>38</sup> Upubliceret manuskript.

indeholder. Hele rækken af natur- og miljølove bringes i anvendelse sammen med sektorregulerende love for landbrug, skovbrug, råstoffer, trafik osv.

Lovgivningen indeholder her både bestemmelser designet til at implementere bestemte plantyper under bestemte betingelser - som f.eks. miljøbeskyttelseslovens § 26 a og planlovens § 45 – samt almindelige skønsmæssige beføjelser, der har et generelt sigte, men som også anvendes i forbindelse med implementeringen af miljørelaterede planer.

I implementeringsfasen melder der sig også gerne nogle mere principielle retlige spørgsmål i relation til planens retsvirkning – altså med hensyn til hvilken betydning skal planernes indhold skal tillægges ved forskellige typer af beslutninger. For de vandrelaterede planernes vedkommende er dette bl.a. behandlet i den forskningsrapport *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning*, der gik forud for dette ph.d.-projekt.<sup>39</sup> For de danske, norske, svenske og finske indsatsprogrammer efter vandrammedirektivet er det taget op i den svenske forskningsrapport *Mot samma mål?*<sup>40</sup>

#### L. Baaner & H. T. Anker: Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse<sup>41</sup>

Artiklen giver en samlet fremstilling af problemstillinger knyttet til implementeringen af de danske indsatsplaner. Indsatsplanerne – der ikke må forveksles med indsatsprogrammerne efter vandrammedirektivet – er en plantype indenfor vandområdet, som vi har haft i Danmark siden 1998. De blev altså etableret som instrument for grundvandsbeskyttelse før vandrammedirektivets vedtagelse, og kan konceptuelt ses som en forløber for den særlige danske version af vandrammedirektivets vandområdeplaner.

Med indsatsplanen som eksempel kaster forskningsarbejdet altså lys over betydningen af det retlige afsæt, der skabes i planlægningscyklens kortlægnings- og designfase og de retlige krav, der stilles til den konkrete implementeringssituation. Emnet er imidlertid også valgt ud fra et ønske om at adressere nogle af de aktuelle og tæt forbundne retlige problemstillinger, vi hver især havde identificeret i forbindelse med vandplanlægningen og reguleringen af husdyrbrug. Dertil kommer, at der i praksis hos kommunerne og i Miljøministeriet var et udtalt behov for en samlet opdateret viden om emnet.

Artiklen er et traditionelt stykke retsdogmatisk arbejde, der indeholder en deskriptiv fremstilling af de eksisterende retsregler suppleret med en målrationel kohærens- og effektivitetsorienteret vurdering af de enkelte regler og den helhed, de danner. Den går i dybden med en analyse af effekterne af reguleringen og reguleringens effektivitet, og indenfor rammerne af miljølovgivningens overordnede formål og ud fra nogle lighedsbetragtninger vurderer den reguleringens hensigtsmæssighed. De strukturelle uhensigtsmæssigheder, som artiklen identificerer, adresseres i artiklens sidste afsnit, der udgør et oplæg til nogle overordnede strukturer for en fremtidig regulering af gødningsanvendelsen i det danske landbrug.

De retlige implementeringskonstruktioner er mangeartede. Artiklen analyserer sammenkoblingen mellem husdyrbruggodkendelser og realiseringen af indsatsplaner – et eksempel på en kompliceret retlig konstruktion, der placerer sig midt imellem situationen, hvor planen anvendes som et generelt administrationsgrundlag i forbindelse med en sektorlovsafgørelse og situationen, hvor planen implementeres via en målrettet implementeringsbestemmelse som miljøbeskyttelseslovens § 26 a.

---

<sup>39</sup> L. Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer*.

<sup>40</sup> , L. Gipperth og M. Ekelund-Entson, *Mot samma mål? - implementeringen av EU:s ram-direktiv för vatten i Skandinavien*, Juridiska institutionens skriftserie 6 (Handelshögskolan vid Göteborgs Universitet, 2010).

<sup>41</sup> L. Baaner og H. T. Anker, 'Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse', *Tidsskrift for Landbrugsret* 2012:2 (2012), s. 88-101.

I artiklen fremhæves også planens 2-delte funktion som både dokumentationsgrundlag og administrationsgrundlag. Implementeringsfasen har altså med planens dokumenterende og retligt normerende funktion direkte forbindelse tilbage til resultatet af både kortlægnings- og designfasen. Og hvor funktionen som dokumentationsgrundlag især er knyttet til anvendelsen af de målrettede implementeringsbestemmelser, er funktionen som administrationsgrundlag bredere knyttet til viften af relevante sektorlovsafgørelser.

## 9 Konklusion

### De lege lata

Ledetråd igennem afhandlingens artikler har været at belyse reglernes indhold og struktur. Her har afhandlingen behandlet reguleringen i medfør af INSPIRE-direktivet og dets grundbegreber vedrørende geodata, vandrammedirektivets og grundvandsdirektivets grundbegreber og regulering knyttet til direktivernes miljømål samt vandrammedirektivets bestemmelser om indsatsprogrammer og de danske regler om indsatsplaner. Analyserne har leveret væsentlige bidrag til både den praktiske retsanvendelse og den retsvidenskabelige forståelse og teoribygning.

I forbindelse med analyserne har afhandlingen introduceret begrebet retlige geodata, der har fundet fodfæste i GIS-forskningen, og som giver en mere systematisk forståelse af begrebet offentligretlige rådighedsindskrænkninger. I afhandlingen er fastlæggelsen vandrammedirektivets miljømål beskrevet som beroende på dels en relativ dels en absolut kalibrering af klassifikationssystemerne, og indholdet af miljømålene er beskrevet med deres forskellige del-elementer. Afhandlingen giver desuden et bud på en systematik for beskrivelsen af indsatsplanernes retlige styring af myndighederne, og en ramme for forståelsen af de detaljerede krav i vandrammedirektivets artikel 11. Endelig sætter afhandlingen alle disse bidrag ind i en fælles planlægningsteoretisk ramme, der bidrager til en mere sammenhængende overordnet forståelse af det retsområde, der kaldes miljøplanlægning.

De teoriudviklende elementer af afhandlingen er, som det var ambitionen, knyttet an til andre videnskaber - samfundsvidenskaberne GIScience og planlægning og de naturvidenskabelige discipliner som systemøkologi og grundvandsgeologi.

### De lege ferenda

Det andet omdrejningspunkt for min forskning har været, at klarlægge hvad reglernes virkning er – altså hvad reguleringen vil eller kan betyde for det emnefelt og de aktiviteter, der reguleres. Her har jeg givet et bud på, hvad INSPIRE-direktivet vil betyde for borgernes retssikkerhed, et bud på, hvad vandrammedirektivets miljømål vil betyde for de vandrelaterede økosystemer, og på hvad indsatsplanlægningen og husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen betyder for nitratbelastningen af grundvandet.

Det har ført til forslag til forbedringer af reguleringen. I afhandlingen foreslås således, at der indføres procedurekrav, der forpligter myndighederne til at redegøre for nøglebeslutninger i forbindelse med kortlægningsprocesser indenfor miljøforvaltningen og til at evaluere datakvalitet i forbindelse med formidling og brug af geodata og geoinformation. Der foreslås også en radikalt anderledes måde at fastlægge vandrammedirektivets miljømål på – et alternativ til direktivets omfattende bilag IV. Endelig støttes synspunktet om en nytænkning af arealreguleringen m.h.t. anvendelse af gødningsstoffer. Disse forslag er givet for at imødekomme både strukturelle problemer i regelsættene såvel som ineffektivitet i forhold til beskyttelsen af natur- og miljømæssige værdier.

### Vandforvaltning og vandplanlægning – Retlig regulering i en planteoretisk ramme

Afhandlingens resultater er i denne introduktion til artiklerne sat ind i en planlægningssteoretisk ramme – en generel planlægningscyklus. Den blev introduceret i indledningen som en simpel konceptuel model for den proces, der kaldes planlægning. Modellen indeholder faserne analyse og kortlægning, målsætning, plandesign og implementering.

Formålet med at inddrage denne generelle planlægningsmodel i retsvidenskaben var at lukke op for en bredere opfattelse af miljøplanlægning som et juridisk emneområde. Modelle har på den vis været med til at facilitere forståelsen for, at kortlægning, miljøovervågning, modeludarbejdelse og dataanalyse er dybt integreret i den faktiske miljøplanlægning, men stadig kun svagt adresseret i den lovgivning, der ligger til grund for planlægningen. Den valgte ramme har altså givet afsættet for at identificere nogle af de problemer og grundlæggende processer, som retten skal adressere for faktisk at adressere planlægningsprocesserne i samfundet. Rammen kan også bruges som afsæt for at generere viden om, hvilke dele af retten der rent faktisk for nuværende adresserer planlægningsprocesserne, og at vi kan bruge det som afsæt for analyser af, på hvilken måde og med hvilket resultat retten adresserer processerne.

Denne synoptiske eller rationelle planlægningsmodel, som afhandlingen er bygget op omkring, er udgangspunktet for vores traditionelle forståelse af planlægning. Den har rødder tilbage til Edward Banfield og 50'ernes planlægningsteori.<sup>42</sup> Her opstilles en målsætning for planlægningen, og der indsamles de relevante data til at opstille en række planlægningsmæssige alternativer og for at evaluere dem i forhold til målsætningen. Det alternativ, der bedst fører til opfyldelse af målsætningen, vælges så til sidst.

Strukturen i vandrammedirektivet lægger sig tæt op af en målrationel planlægningsmodel. Det afspejles f.eks. når vandrammedirektivets planlægningscyklus beskrives som ”klassisk”.<sup>43</sup> Først opstilles miljømålene, så analyseres virkemidlerne til at nå målene, og sluttelig vælges de mest omkostningseffektive. Det hindrer ikke, at vandområdeplanernes funktion først og fremmest er kommunikativ, og det hindrer ikke, at der er indbygget adaptivitet i kraft af monitoringsforpligtelsen og den iterative planlægningscyklus. Den grundlæggende tanke vedrørende beslutningsprocesserne er synoptisk, målrationel eller strategisk, som man også kan beskrive det. Derfor passer den klassiske planteoretiske ramme så godt.

Den traditionelle danske miljøplanlægning har også afsæt i en rationel eller strategisk synoptisk planlægningsmodel. Et af de problemer, der tidligt blev identificeret her i Danmark vedrørende den ældre miljøplanlægning, var, at opstilling af målsætning, evaluering af alternativer og valg af alternativer kun i meget begrænset omfang kunne adskilles i den proces, der faktisk foregik.<sup>44</sup> I den nye europæiske vandplanlægning er der etableret en omfattende retlig regulering. I forhold til den tidligere regionplanlægning så kræver lovgivningen under vandrammedirektivets paragraf nu, at målfastsættelsen udskilles fra designfasen og tydeliggøres, og at evalueringen af alternativer og begrundelsen for de trufne beslutninger synliggøres. Tilsvarende er der som noget nyt i Danmark sket en retlig regulering med afsæt i direktivets artikel 5 af anvendelsen af økonomiske modeller i kortlægningsfasen. Analysen efter artikel 5 skal lægges til grund for de videre beslutninger vedrørende både mål og indsatser og har dermed stor betydning for den endelige vandforvaltning. Man har altså intensiveret reguleringen og styrket det strategiske og målrationelle element i vandplanlægningen.

<sup>42</sup> E. C. Banfield, 'Ends and Means in Planning', *International Social Science Journal* XI:3 (1959).

<sup>43</sup> Se f.eks. CIS Working Group 2.2, *Guidance Document No. 11, Planning Processes*, Guidance Documents 11 (Office for Official Publications of the European Communities, 2003).

<sup>44</sup> F. Kjærdsdam, *Fysisk planlægning og anvendt videnskab* (Nordplan, 1985).

Afhandlingens artikler viser imidlertid også, at det ikke er lykkedes at få vandplanlægningen gennemført i denne planlægningsmodel. Det, der faktisk sker, kan stadig ikke dækkende beskrives som den rationelle planlægningsmodel, der tankemæssigt ligger til grund for reguleringen. Til trods for den etablerede regulering blev artikel 5-analyserne ret beset ikke gennemført i Danmark. Det, der skete, var, at økonomernes fokus blev rettet mod indsatserne for at opnå miljømålene.<sup>45</sup> Til trods for en omfattende regulering med henblik på at sikre et objektivt grundlag for miljøovervågningen og miljømålene så viste en nærmere analyse af miljømålet for de danske kystvande, at meget væsentlige beslutninger tidligt i processen var afgørende for det faktiske indhold, af det mål der skulle nås.<sup>46</sup> Til trods for vandrammedirektivets retlige krav om tydelig målfastsættelse tidligt i processen så skete det i Danmark meget sent i processen og tilmed med stor forsinkelse.<sup>47</sup> Til trods for en klar adskillelse af beslutningerne vedrørende mål og midler så blev diskussionen i Danmark tæt sammenvævet, og man vendte gentagne gange tilbage til diskussionen af målfastsættelsen i forbindelse med vedtagelsen af de danske vandplaner ud fra en betragtning om, at midlerne til at nå målene var uacceptable for landbruget.<sup>48</sup>

De faktiske gennemlevede planprocesser passer kun i begrænset omfang med den rationelle synoptiske planlægningsmodel. Som videnskabelig forklaringsmodel for planlægningsprocesser er modellen imidlertid også for længst forkastet. Kritikken går ikke blot på, at den passer dårligt på de faktiske planlægningsprocesser,<sup>49</sup> men nok så meget på, at anvendelsen af en rationel strategisk planlægningsmodel underminerer den fornødne kommunikation igennem planlægningsprocessen.<sup>50</sup>

## 10 Perspektiv

Det, der faktisk sker, afspejler nok i højere grad en politisk proces præget af gensidig afhandling igennem hele planlægningsforløbet, hvor opsamling af information, gennemførelse af analyser, opstilling af mål og alternativer samt valg af endelige løsninger, er til løbende diskussion igennem hele planlægningsprocessen.

Ikke bare denne afhandlings resultater men også flere andre forløb i den danske vandplanproces peger i den retning. Artikel 5-analysens resultater er blevet betvivlet og justeret undervejs i hele planprocessen. Analysen skulle efter direktivets artikel 5 afsluttes december 2004, men blev i Danmark indgående diskuteret og først afsluttet i juni 2006.<sup>51</sup> Resultaterne blev imidlertid efterfølgende justeret i forbindelse med det, der blev kaldt

---

<sup>45</sup> L. Baaner, 'Vandrammedirektivet og de danske vandplaner', upubliceret manuskript, s. 16.

<sup>46</sup> L. Baaner og T. B. Stoltenborg, 'Ålegræs på dybt vand?: et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne', s. 54-33.

<sup>47</sup> L. Baaner, 'Den danske vandplanlægning – Vandplaner og miljømål', s. 126.

<sup>48</sup> Jf. f.eks. pressemeddelelsen fra Miljøministeriet 9. januar 2011: *Miljøminister vil anvende flere planperioder*.

<sup>49</sup> A. Etzioni, 'Mixed-scanning: A Third Approach to Decision-making', *Public Administration Review* (1967); J. Friedmann, 'A Conceptual Model for the Analysis of Planning Behavior', *Administrative Science Quarterly* 12:2 (1967); C. E. Lindblom, 'The science of "muddeling trough"', *Public Administration Review* 19 (1959), s. 79-99.

<sup>50</sup> P. Healey, 'Planning through Debate: The Communicative Turn in Planning Theory', *The Town Planning Review* 63:2 (1992), s. 143-162; J. Forester, 'Planning in the Face of Power', *Journal of the American Planning Association* 48:1 (1982), s. 67-80. Se også for en god dansk opsamling A. Agger, 'Kommunikativ planlægningsteori - Nye idealer for borgernes rolle i planlægningen', i A. Jensen et al. (eds), *Planlægning i teori og praksis - et tværfagligt perspektiv* (Roskilde Universitetsforlag, 2007), s. 31-45 og særligt med forbindelse til geodataområdet S. C. Aitken og S. M. Michel, 'Who Contrives the Real in GIS?', *Cartography and Geographic Information Science* 22 (1995), s. 17-29.

<sup>51</sup> Miljøministeriet Miljøstyrelsen, *Rapport om risikoanalyser i henhold til artikel 5 i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitike foranstaltninger* (2006).



en *Teknisk forhøring* af forslagene til vandplaner i marts 2010.<sup>52</sup> Herefter blev forslagene til vandplaner fremsat, og på baggrund af høringen og reviderede politiske opfattelser af bl.a. vandløbsinddelingen i typer blev forslagene justeret inden den endelige vedtagelse.<sup>53</sup> Selv efter vandplanerne er vedtaget er den politiske diskussion om forhold omfattet af artikel 5-analysen fortsat, og der er i regi af Folketingets Miljøudvalg planlagt en politisk præget proces, der under navnet *Faktahøring* skal evaluere og diskutere vandplanernes naturfaglige grundlag. De mange høringer og justeringer kan være et udtryk for, at de oprindelige analyser ikke havde den fornødne kvalitet, men det kan også være et udtryk for, at planprocessen faktisk dårligt lader sig opdele i en adskilt analysefase, målsætningsfase og designfase.

Når den faktisk gennemførte planlægnings- og beslutningsproces ikke passer til den retlige ramme, bliver en række af de processuelle skridt reduceret til formelle handlinger uden indhold. Det kan bl.a. betyde, at de partcipatoriske processuelle regler mister deres reelle funktion. De bliver til formelle handlinger med begrænset reel betydning. Offentlighedens og interesseorganisationernes deltagelse i beslutningsprocesserne er omdrejningspunkt i vandplanlægningen og væsentlig for at tilgodese både de demokratiske og miljømæssige interesser. Alt dette taler for, at der er behov for en anden reguleringsmæssig ramme end den bastante retlige konstruktion, som vandrammedirektivet er. Der er behov for en ramme, der i bedre grad end den nuværende er i stand til på fornuftigvis at facilitere og skabe transparens omkring den nødvendige inkrementelle proces.

Der ud over giver afhandlingen anledning til yderligere forskningsfokus på sammenhængen mellem arealregulering, offentligretlige rådighedsindskrænkninger og geodata. Det er et helt nyt forskningsområde, og mit arbejde tegner konturerne af et nyt teoriudviklende projekt, der bruger begreber og konceptuelle modeller fra GIScience som værktøjer til analyse og forbedring af den nuværende arealregulering.

Endelig tegner arbejdet med miljømålsnormen og grundbegrebernes betydning – om det er referencetilstand eller ecosystem services, biologiske kvalitetselementer eller funktionel traits – konturerne af et forskningsområde, hvor der udvikles nogle modeller for retlige strukturer, der er egnede som ramme for rehabilitering af økosystemer og økosystemfunktioner i sameksistens med det menneskeskabte miljø. Et projekt, der rækker ud over vandforvaltningsområdet, og som har fokus på rehabilitering i modsætning til restaurering, genopretning og beskyttelse i landbrugslandet, industrilandskabet og bymiljøet.

---

<sup>52</sup> Miljøministeriet By- og Landskabsstyrelsen, *Notat om ændring i vandplanerne efter den tekniske forhøring og Grøn vækst 2.0, nedsættelse af arbejdsgrupper og forventninger til kommunernes fokus i høringsperioden samt finansiering af indsatserne mm.*, (Miljøministeriet, 2010).

<sup>53</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, (Naturstyrelsen, 2011), s. 325-327.

## Afhandlingens artikler

1. L. Baaner: Geodata – Et nyt område for miljøretten
2. L. Baaner & T. B. Stoltenborg: Ålegræs på dybt vand? - Et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne
3. H. Josefsson & L. Baaner: The Water Framework Directive – A directive for the 21-first Century?
4. L. Baaner: Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål
5. L. Baaner: The Programme of Measures of the Water Framework Directive – More than just a Formal Compliance Tool
6. L. Baaner: Programmes of Measures under the Water Framework Directive – A Comparative Case Study
7. L. Baaner: Vandrammedirektivet og de danske vandplaner
8. L. Baaner & H. T. Anker: Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse



# Geodata – et nyt område for miljøretten

Af Lasse Baaner, ph.d.stipendiat, Københavns Universitet, LIFE

## Abstract

Artiklen indeholder en juridisk analyse af nogle af INSPIRE-direktivets grundbegreber: geodata, geografiske objekter og metadata. I analysen introduceres begrebet retlige geodata som en kategori af geodata, hvor de centrale egenskaber kan beskrives som retlige attributter, og hvor korrekt anvendelsen af juridisk metode er væsentlig for kvaliteten af de pågældende geodata. Artiklen behandler INSPIRE-direktivets krav til metadata og konkluderer, at direktivet med en produktorienteret regulering af geodataområdet vil bidrage til en øget gennemsigtighed i forhold til en lang række af de geodata, der stilles til rådighed for borgerne og ligger til grund for myndighedernes beslutninger. Det fremhæves i den forbindelse, at metadata vedrørende retlige geodatas gyldighed er væsentlig for anvendeligheden af de pågældende data. Endelig viser artiklen, at der stadig er en række problemstillinger i forbindelse med de kortlægningsprocesser, som geodata fremkommer i, der kalder på en tydeligere retlig regulering. Her foreslås at indføre procedurekrav, der forpligter myndighederne til at redegøre for nøglebeslutninger i forbindelse med kortlægningsprocesser indenfor miljøforvaltningen og til at evaluere datakvalitet i forbindelse med formidling og brug af geodata og geoinformation.

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>Introduktion - geodata og GIS .....</b>                      | <b>2</b>  |
| <b>2</b> | <b>INSPIRE-direktivet og geografisk information .....</b>       | <b>2</b>  |
| <b>3</b> | <b>Direktivets indhold .....</b>                                | <b>4</b>  |
| <b>4</b> | <b>Direktivets grundbegreber .....</b>                          | <b>5</b>  |
| 4.1      | Geodata .....   | 5         |
| 4.2      | Retlige geodata .....   | 6         |
| 4.3      | Metadata .....  | 7         |
| 4.4      | Metadata om gyldighed .....                                     | 9         |
| <b>5</b> | <b>Produktion af geodata .....</b>                              | <b>10</b> |
| 5.1      | Kortlægning .....   | 10        |
| 5.2      | Kortlægning af retlige geodata .....                            | 12        |
| <b>6</b> | <b>Retlige spørgsmål vedrørende kvaliteten af geodata .....</b> | <b>13</b> |
| <b>7</b> | <b>Diskussion .....</b>   | <b>15</b> |
| <b>8</b> | <b>Konklusion .....</b>   | <b>17</b> |

# 1 Introduktion - geodata og GIS

Brugen af geografiske informationssystemer og digital kommunikation i forholdet mellem borgerne og myndighederne har været på den politiske dagsorden siden 1990-erne. (f.eks. Forskningsministeriet, 1994; Forskningsministeriet, 1999; Miljøministeriet, 2003). GIS udgør i stadig højere grad grundlaget for forvaltningsretlige afgørelser, og kort og geografisk infrastruktur fremhæves også af Kort og Matrikelstyrelsen, som havende en væsentlig betydning for vandrammedirektivets og oversvømmelsesdirektivets implementering og samfundets mulighed for at træffe kvalificerede og gennemsigtige beslutninger (Kort og Matrikelstyrelsen, 2008, s. 16). I de samfundsvidenskabelige forskningsmiljøer har der været fokus på, hvordan brugen af internet og geografiske informationssystemer (GIS) påvirker de demokratiske processer og den offentlige forvaltning (Brande-Lauridsen, 2005; Skov-Petersen, 2002), og på hvordan den digitale forvaltning rent praktisk og retligt kan etableres (Spies, 2003).

Fundamentet for de geografiske informationssystemer er de data, som systemerne danner deres kort og informationer ud fra. Det er de data, der er denne artikels omdrejningspunkt. Udgangspunktet for artiklen er problemstillingen omkring sandhedsværdien af geodata og samfundets mulighed for at træffe kvalificerede og gennemsigtige beslutninger. Hensigten er at give en miljøretlig orienteret introduktion til og vurdering af INSPIRE-direktivet og en juridisk analyse af direktivets grundbegreber. Det er imidlertid også hensigten at konkretisere nogle af de retlige problemstillinger, der er knyttet til den praktiske produktion, formidling og anvendelse af geodata, og i den forbindelse diskutere i hvilket omfang der kan opstilles nogle retlige rammer for disse processer.

Problemstillingerne er belyst med afsæt i traditionel juridisk metode, men med fokus på de bredere samfundsmæssige sammenhænge, som retsreglerne virker i og relaterer sig til. Grundlaget for artiklens vurderinger og fokus er det traditionelle retstatsideal - retssikkerhed for borgerne i relation til myndighedernes regulering og øvrige aktiviteter, men også mere moderne miljømæssigt orienterede principper som gennemsigtighed for borgerne i myndighedernes miljøforvaltning og mulighed for offentlighedens deltagelse i beslutninger indenfor miljøområdet. Gennemsigtighed og offentlighedens deltagelse er en udtrykkelig del af baggrunden for en række af de centrale direktiver i fællesskabslovgivningen indenfor miljøområdet, hvor det i forskellige formuleringer fremgår af præamblen til både vandrammedirektivet, IPPC-direktivet, SMV-direktivet og affaldsdirektivet.

Artiklen har tilknytning til mit igangværende ph.d. projekt om vandplanlægning, og vandområdet er således et gennemgående tema for artiklens eksempler og problemstillinger.

## 2 INSPIRE-direktivet og geografisk information

Geografisk information er oplysninger, der kan stedfæstes. Inden for miljøområdet er det f.eks. oplysninger om vand, jord, luft, bygninger, veje, m.v. der kan stedfæstes ved hjælp af en geografisk reference f.eks. en adresse eller en markering på et kort.

Geografisk information præsenteres almindeligvis på kort – og i dagens forvaltning især via GIS, der er en forkortelse for geografiske informationssystemer. Geografiske informationssystemer er karakteriseret ved, at der ud fra de samme sæt af data i forskellige uddrag og kombinationer kan

dannes forskellige kort, ofte kaldet temakort. Geografiske informationssystemer bruges således både til at udvælge data til dannelsen af kort, såvel som til at præsentere disse kort for brugere af forskellig slags – f.eks. forskere, beslutningstagere eller borgere.

Den retlige regulering af kort og GIS-området har fået sin "grundlov" med INSPIRE-direktivet, hvis fulde titel er Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2007/2/EF af 14. marts 2007 om opbygning af en infrastruktur for geografisk information i Det Europæiske Fællesskab. INSPIRE-direktivet vil fremover være styrende for den måde arealdata, kort og planer spiller sammen på indenfor miljøområdet. Målet med INSPIRE-direktivet er at etablere og harmonisere det, der betegnes som en infrastruktur for geografisk information. Direktivet har et brugerperspektiv, sigtet er at nyttiggøre eksisterende oplysninger om miljøforhold for borgere, myndigheder og beslutningstagere. Der arbejdes fremover mod en stadig tættere kobling mellem infrastrukturen for geografisk information og EU's andre miljørelaterede direktiver.

Direktivet skulle være implementeret i medlemslandene senest den 15. maj 2009, hvilket for Danmarks vedkommende skete med vedtagelsen af lov nr. 1331 af 19/12/2008 om infrastruktur for geografisk information med populærnavnet GI-loven og den tilhørende bekendtgørelse nr. 396 af 15/05/2009 om infrastruktur for geografisk information. De fleste af miljøministerens administrative beføjelser i henhold til loven er delegeret til Kort- og Matrikelstyrelsen jf. bekendtgørelse nr. 649 af 01/06/2009 om henlæggelse af opgaver og beføjelser til Kort- og Matrikelstyrelsen.

Der er tale om et nyt retsområde – eller i det mindste et nyt område indenfor miljøretten. Der er også tale om et retsområde, der er meget teknisk og derfor vanskeligt tilgængeligt for jurister og samfundsforskere. Den tekniske standardisering spiller en central rolle og er vigtig for forståelsen af retsområdet. Udgangspunktet er her de tekniske standarder for geografisk information udviklet af den internationale standardiseringsorganisation ISO (ISO, 2003).

Termen "Infrastruktur for geografisk information" er ikke umiddelbart selvforklarende. INSPIRE-direktivets artikel 3 definerer "geografisk information" som data eller samlinger af data, som kan stedsfæstes, og "infrastruktur for geografisk information" som både bestemmelser og de teknologier, der gør det muligt at få oplysning om hvilke data der findes, og hvor de findes, samt at få adgang til data og til at sammenstille data fra forskellige kilder uden tekniske eller organisatoriske hindringer og uden tab af informationer.

Begrebet infrastruktur bruges normalt som en betegnelse for de systemer, der til sammen forbinder nogle enheder i et større system. I INSPIRE-direktivets tilfælde udgøres infrastrukturen altså både af bestemmelser og teknologier, dvs. både af den lovgivning og de aftaler, der er med til at forbinde og nyttiggøre geografisk information og de teknologier, der gør forbindelse og nyttiggørelse mulig. Infrastrukturen udgøres altså af hele det system, der opbygges vedrørende geografisk information, dvs. også myndighedernes services og tjenester.

INSPIRE-direktivet skal sætte rammen for nationale regelsæt, der skal få geografiske informationer til at flyde mere frit mellem myndigheder og borgere og mellem myndigheder indbyrdes indenfor Det Europæiske Fællesskab. Hovedformålet med dette er at gøre den geografiske information brugbar ved udformningen og gennemførelsen af fællesskabs politik på miljøområdet og andre

områder, hvor miljøbeskyttelseskrav skal integreres. Det er imidlertid også et af direktivets formål at medvirke til at skabe i indsigt myndighedernes beslutningsgrundlag (jf. f.eks. Hvingel, 2009, s. 155).

### 3 Direktivets indhold

INSPIRE-direktivet er opdelt i kapitlerne I-IV og har 3 bilag. Her følger en kort oversigt over direktivet inden de mere grundlæggende retlige problemstillinger, som direktivet giver anledning til, bliver behandlet.

Kapitel I indeholder bestemmelser om hvilke geodata, der er omfattet af direktivets bestemmelser. Direktivet omfatter som hovedregel stedbestede data, som foreligger i elektronisk form hos offentlige myndigheder.

Definitionen af offentlig myndighed i INSPIRE-direktivet svarer til definitionen af offentlig myndighed i miljøoplysningsdirektivet. Den danske GI-lovs definition af offentlige myndigheder omfatter derfor ligesom i miljøaktindsigtsloven myndigheder og andre organer, herunder juridiske eller fysiske personer, som det påhviler at varetage offentlige pligter eller opgaver eller at udføre offentlige tjenesteydelser i forbindelse med miljøet. Det kan f.eks. have betydning for selskaber m.v. indenfor de offentlige forsyningsområder såsom affaldsområdet, trafikområdet, energiområdet, spildevandsområdet og vandforsyningsområdet.

Det er en betingelse for, at data er omfattet af direktivet, at de vedrører et eller flere af de temaer, som er anført i direktivets bilag I, II eller III. Data, som er omfattet af bilag I og II, er overvejende kort- og registerdata, det man kan kalde referencedata. Disse data danner grundlag for stedfæstelsen af data på bilag III og omfatter for eksempel data vedrørende transportnet, matrikler og adresser. Data, der er omfattet af bilag I, forventes at blive fremstillet og være tilgængelige på et tidligere tidspunkt end data omfattet af bilag II.

Data omfattet af bilag III er karakteriseret ved at have særlig betydning for planlægning, administration og overvågning af miljørelaterede forhold.

Følgende miljørelaterede emner er blandt dem, der er optaget på INSPIRE-direktivets bilag III:

- Bygninger
- Jordbund og underjord
- Nuværende og planlagt arealanvendelse
- Luftforurening, kemikalieforurening m.v.
- Offentlig forsyningsvirksomhed
- Miljøovervågning
- Produktions- og industrifaciliteter
- Landbrugs- og akvakulturanlæg
- Områder med rådighedsindskrænkninger og andre begrænsninger.
- Levesteder og biotoper
- Energi- og naturressourcer

Kapitel II indeholder bestemmelser om metadata, herunder kravet om at der skal fremstilles metadata for geodatasæt og geodatatjenester omfattet af direktivet.

Kapitel III giver Kommissionen bemyndigelse til at fastsætte bestemmelser for interoperabilitet mellem geodatasæt og geodatatjenester, som det er formuleret i direktivet. Det er bestemmelser, der skal sikre, at de geodata og geodatasæt, der er omfattet af direktivet, kan sammenstilles på tværs af medlemsstaterne, og at de geodatatjenester, som medlemsstaterne etablerer, kan fungere sammen.

Kapitel IV omhandler netttjenester. Medlemslandene skal efter bestemmelserne i dette kapitel oprette og drive det, der kaldes "et net af tjenester". Der er i praksis tale om en internetbaseret service med en række funktioner vedrørende de geodata og geodatasæt omfattet af direktivet. Disse tjenester eller funktionaliteter skal f.eks. omfatte søgning, visning, download og transformation af geodatasæt, og de skal være til rådighed for både myndigheder og borgere. Offentlighedens adgang til de forskellige geodatasæt og geodatatjenester kan dog begrænses efter regler, som svarer til reglerne for begrænsning af adgangen til miljøoplysninger.

Kapitel IIV indeholder bestemmelserne vedrørende gennemførelse af direktivet i medlemsstaternes lovgivning m.v.

## 4 Direktivets grundbegreber

Vi har med INSPIRE-direktivet fået nogle nye juridiske begreber som geodata, geodatasæt, geodatatjenester, metadata m.v. med særlig relevans for miljøområdet. Det er begreber, vi kan analysere i forhold til den øvrige lovgivning, og begreber vi kan bruge til at analysere den øvrige lovgivning ud fra og få nye perspektiver på kendte juridiske forhold. Henrik Palmer Olsen skriver om strukturering, systematisering og begrebsudvikling: "Begrebsudvikling og opdyrkning af nye retsområder sættes ofte i gang af økonomiske, teknologiske og ideologiske forandringer, og disse forandringer har ofte en international karakter og er båret af mere strukturelle sociale forandringer" (Olsen, 2008, afsnit 2.2.2). Beskrivelsen passer godt på geodataområdet og på direktivets indførelse af nye retlige begreber som geodata og metadata, og jeg lægger i det følgende også op til at indføre begrebet retlige geodata som et nyt begreb.

### 4.1 Geodata

Geodata er defineret som alle data, som rummer en direkte eller indirekte henvisning til et bestemt sted eller geografisk område, jf. INSPIRE-direktivets art. 3, nr. 2 og GI-lovens § 2, nr. 1. Geodata omfatter således det, der indenfor forskellige områder er blevet kaldt geografisk data, GIS-data, geospatial data etc. I miljøforvaltningen har termene miljø- eller arealdata nok været dominerende. I vandrammedirektivssammenhæng bruges ofte bare ordet data (jf. f.eks. CIS Working Group 3.1, 2003).

Geodata kan i praksis også omfatte det, der ofte kaldes geografisk information. Der er dog grund til at opretholde sondringen mellem begreberne data og information. Hvor data er de rå faktuelle oplysninger, bruges begrebet information normalt om tilpassede, sammenstillede og fortolkede data (Brodersen, 2004, s. 310). Geodata og geo-information eller geografisk data og geografisk information bliver ofte brugt som synonyme, men er det altså ikke. Når det fremhæves her, så er



det fordi, det berører en af denne artikels problemfelter – nemlig omfanget og karakteren af de beslutninger om fortolkning og bearbejdning af geodata i forbindelse med information til offentligheden og brugen af denne information i retlige sammenhænge.

Det er også værd at fremhæve, at INSPIRE-direktivets definition ikke sonder mellem forskellige slags data, men kun knyttes til det forhold, at de pågældende data har en geografisk reference. Alle data, der kan stedfæstes geografisk, er således omfattet af legaldefinitionen. Al lovgivning kan dermed i princippet siges at falde ind under begrebet geodata, idet lovgivning via begrebet territorial jurisdiktion altid er knyttet geografisk til et bestemt område (Boer, van Engers, Peters, & Winkels, 2007, s. 51). Det har dog næppe nogen praktisk eller analysemæssig værdi at behandle al lovgivning som geodata.

## 4.2 Retlige geodata

Det er et udpræget teknisk område, som INSPIRE-direktivet lægger en retlig regulering ned over. Der er imidlertid også tale om regulering af et retligt område, idet en lang række oplysninger og data om retlige forhold også er geodata i direktivets forstand og må underlægges direktivets bestemmelser. Især indenfor miljøområdet er en stor del af de geodata, som myndighederne indsamler og opbevarer, data om retlige forhold. Det drejer sig bl.a. om beskyttede områder, bygge- og beskyttelseslinjer, tilladelser og godkendelser m.v., planer, ejerforhold og noteringer. Stedfæstede oplysninger om disse forhold er ikke primært data om eksisterende geografiske og fysiske legemer, men data om lokaliserede rettigheder og pligter. Det er en gruppe af geodata, man kan betegne som retlige data eller retlige geodata. Sådanne retlige geodata er karakteriseret som *normative statements, positions, and titles relating to space* (Boer et al., 2007, s. 49).

Retlige geodata er en gruppe af geodata, som frembyder nogle særlige juridiske problemstillinger både vedrørende produktionen af disse data, det der ofte kaldes kortlægning, og vedrørende metadata for disse data. Disse problemstillinger tages op i de følgende afsnit.

Hvad er så retlige og ikke-retlige geodata? Retlige geodata er stedfæstede rettigheder og pligter, som det f.eks. kommer til udtryk i tilladelser, rådighedsindskrænkninger, forbud, påbud m.v.. Forskellen på retlige og ikke-retlige geodata kan illustreres med vandindvindinger som eksempel. Ved kortlægning, indsamling eller behandling af data om vandindvindinger er der forskel på, om det er data vedrørende de fysiske vandindvindinger, eller om det er data vedrørende vandindvindingsstilladelserne, som man har med at gøre. Hvis der er tale om en kortlægningsproces, så er det ene en kortlægning af fysiske forhold, mens det andet er en kortlægning af retlige forhold.

Det synes ukompliceret, men der er en række tilfælde, hvor det kan være svært umiddelbart at afgøre, om der er tale om retlige eller fysiske geodata. I den danske geologi- grund- og drikkevandsdatabase *Jupiter*, som der bl.a. er offentlig adgang til via [www.geus.dk](http://www.geus.dk), kan man finde en lang række oplysninger om boreprofiler dannet på baggrund af de borerapporter, som brøndborene er forpligtet til at indsende til myndighederne i forbindelse med etablering af vandforsyningsboringerne. Databasen indeholder altså både retlige geodata, dvs. data vedrørende pligten til at indberette boreprofiler og ikke-retlige data om de geologiske forhold.

Man opfatter traditionelt geodata som data med tre dimensioner: tid, sted og attribut. Retlige geodata kan i den forståelsesramme også opfattes som geodata med retlige attributter. Illustreret ved et eksempel, så vil de tre dimensioner for geodata vedrørende beskyttede vandløb således skulle angive følgende forhold: Tidspunktet for hvornår de pågældende oplysninger er gældende, vandløbenes beliggenhed og det forhold, at der er tale om et vandløb omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3.

Retlige geodata kan altså også beskrives som geodata, der primært er karakteriseret ved deres retlige attribut og sekundært ved deres fysiske karakter. Natura 2000-områderne er eksempel herpå, idet det eneste fælles karakteristika for Natura 2000-områderne er deres status som Natura 2000 områder, dvs. deres retlige attribut. Her ud over er de vidt forskellige.

Begrebet retlige geodata aktualiserer en tidløs retsfilosofisk diskussion om karakteren af rettigheder og pligter. Denne diskussion træder tydeligst frem i forbindelse direktivets definition af geografiske objekter. Et geografisk objekt er i INSPIRE-direktivets art. 3, nr. 1 defineret som "en abstrakt repræsentation af et fænomen i den virkelige verden, som er knyttet til et bestemt sted eller geografisk område". Der er i praksis bl.a. tale om det, man almindeligvis vil se vist med en signatur på et kort, som f.eks. et dige, en bygning eller et vandløb. Det retsfilosofiske – og praktiske – spørgsmål er, om f.eks. en rettighed som en vandindvindingsret kan betragtes som "et fænomen i den virkelige verden". Både oplysningerne om indvindingsretten og om indvindingen som fysisk installation er geodata. Vandindvindingen som fysisk installation er også et fænomen i den virkelige verden, og signaturen for vandindvindingen er dermed også et geografisk objekt. Det er imidlertid kun, såfremt man accepterer, at selve indvindingsretten er et fænomen i den virkelige verden, at signaturen for tilladelsen også er et geografisk objekt. Ud fra en juridisk praktisk synsvinkel er der dog næppe noget, der taler for ikke at anse normer eller retlige geodata for fænomener i den virkelige verden.

Legaldefinitionen af geografiske objekter er i øvrigt ikke implementeret i GI-loven. Dette har dog næppe nogen afgørende betydning, idet de regler vedrørende geografiske objekter, der er fastsat i direktivet, navnlig drejer sig om kompetencer for Kommissionen til at vedtage tekniske gennemførelsesforanstaltninger. Der er naturligvis et ønske fra kommissionen om at kunne fastsætte bestemmelser, således at de samme forhold – f.eks. Natura2000 områder – bliver vist ens på medlemsstaternes net tjenester.

### 4.3 Metadata

Metadata betegnes ofte som data om data, dvs. oplysninger der beskriver forhold vedrørende et datasæt. Hvis vi har at gøre med et datasæt vedr. vandindvindingstilladelser som i eksemplet ovenfor, f.eks. i form af en database, hvor alle tilladelserne er registreret i, så indeholder metadataene for dette datasæt oplysninger om, med hvilken frekvens data i databasen bliver opdateret, hvor komplet databasen er, hvor nøjagtigt stedsfæstet tilladelserne er osv.

Med INSPIRE-direktivet har metadata også fået en legaldefinition. Legaldefinitionen lyder: "Informationer, der beskriver geodatasæt og geodatatjenester, og som gør det muligt at finde, registrere og bruge dem". Definitionen er suppleret med en række andre definitioner i metadataforord-

ningen, Kommissionens forordning (EF) nr. 1205/2008 af 3. december 2008 om gennemførelse af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2007/2/EF med hensyn til metadata.

Definitionens andet led understreger den helt centrale betydning, som metadata for geodata har for opnåelsen af direktivets formål. Det er metadata, der gør det muligt at finde, registrere og bruge geodata i udformningen og gennemførelsen af fællesskabets politikker indenfor miljøområdet, såvel som i medlemsstaternes miljøforvaltninger og i forbindelse med offentlighedens deltagelse i de demokratiske processer.

Direktivets artikel 5 kræver af medlemsstaterne, at de udarbejder metadata for de geodatasæt, som direktivet omfatter. GI-lovens § 3 forpligter i overensstemmelse hermed offentlige myndigheder til at udarbejde metadata for de geodatasæt, som de besidder, og giver i øvrigt hjemmel til, at ministeren kan fastsætte regler for, hvilke oplysninger metadataene skal indeholde. Inden for sektorområder kan der være yderligere krav til metadata. Således er der udarbejdet udførlige tekniske beskrivelser af metadata for de data, der skal indberettes til Kommissionen i henhold til vandrammedirektivets bestemmelser (CIS Working Group 3.1, 2003). En mere brugerorienteret oversigt over nødvendige metadata for geoinformation er opstillet af Lars Brodersen (Brodersen, 2004, s. 316).

INSPIRE-direktivets artikel 5, stk. 2 fastslår at metadata bl.a. skal indeholde oplysninger om kvaliteten og gyldigheden af geodata. En række geodata er imidlertid fremkommet gennem meget komplicerede processer, hvor faktorer som kvalitet og gyldighed kun vanskeligt lader sig beskrive bare nogenlunde kortfattet. Fra vandområdet er det nærliggende at tage et eksempel fra den omfattende og multidisciplinære vandområdeplanlægning i henhold til vandrammedirektivets bestemmelser. Det, der i vandrammedirektivsammenhæng kaldes "gap analysis", jf. direktivets bilag II, punkt 1.5 og 2.1, og som i den danske implementering kaldes risikovurderingen, jf. bekendtgørelse nr. 1355 af 11/12/2006, § 10, går ud på at vurdere risikoen for, at de enkelte vandforekomster ikke opnår de fastsatte miljømål. Ved den vurdering dannes følgelig geodata, hvis kvalitet og gyldighed skal kunne beskrives med metadata.

Vurderingen af risikoen for, at vandforekomsterne ikke når miljømålene, er imidlertid overordentlig kompliceret og beror på en række retlige, økonomiske og naturfaglige forhold. Mange spørgsmål skal besvares undervejs i processen: Hvad er vandforekomstens miljømål? Kan vandrammedirektivets undtagelsesbestemmelser anvendes? Hvordan er vandforekomstens nuværende tilstand? Hvordan placerer denne tilstand vandforekomsten i vandrammedirektivets interkalibrerede tilstandssystem? Hvad er effekten af den samfundsudvikling, der kan forudses og de allerede foretagne eller planlagte tiltag for at opnå en bedre miljøtilstand? Disse komplicerede retlige, økonomiske og naturvidenskabelige forhold skal vurderes og tages i betragtning for at kunne kortlægge risikoen for, at vandforekomsterne ikke lever op til vandrammedirektivets miljømål. Informationer om disse forhold skal fremlægges for offentligheden som en del af vandområdeplanen, så offentligheden kan vurdere og bruge informationen om, at en eller flere vandforekomster er i risiko for ikke at opfylde deres miljømål. Det er imidlertid også klart, at disse informationer ligger ud over, hvad der normalt forstås ved metadata.

## 4.4 Metadata om gyldighed

De retlige krav til metadata omfatter ifølge metadataforordningens bilag, del B også beskrivelser af dataenes retlige gyldighed - et krav, der i sagens natur kun angår de retlige geodata. Der er grund til at lægge særlig vægt på dette aspekt af metadata-problematikken i en retlig sammenhæng. Det er vigtigt, at de data og informationer, der ligger til grund for beslutninger og dispositioner af retlig karakter, er tilstrækkeligt pålidelige. Det gælder selvfølgelig i særlig grad i forhold til regulering af borgernes forhold – dvs. i forhold til forvaltningsretlige afgørelser og generelle rådhedsindskrænkninger i borgernes muligheder for at udnytte deres ejendomme eller produktionsanlæg, som de vil. Metadata for retlige geodata er altså et vigtigt grundlag for det, der traditionelt i det juridiske faglige miljø diskuteres under overskriften retssikkerhed.

Der er da også flere eksempler på aktuelle metadata-problematikker i den danske miljøretlige debat. Beskyttede naturtyper i henhold til naturbeskyttelseslovens § 3 er efterhånden et klassisk eksempel på en arealregulering, der har aktualiseret diskussionen om retssikkerhed (Anker, 1997, s. 140), men som også kan ses som et spørgsmål om metadata.

Naturbeskyttelseslovens § 3 beskytter en række naturtyper bestemt ud fra deres botaniske indhold. De beskyttede områder er gengivet på den offentlige internetportal *Arealinfo*. Laget i *Arealinfo* er imidlertid dannet ud fra de tidligere amters vejledende registreringer i årene efter 1992 først og fremmest på baggrund af loftfotos. Registreringen, der i bedste fald dengang kunne betegnes som vejledende, er senere stedvis suppleret eller justeret på baggrund af amternes eller kommunernes behandling af enkeltsager. Den retlige beskyttelse af områderne knytter sig alene til tilstedeværelsen af bestemte naturtyper, og der er endog meget store uoverensstemmelser mellem tilstedeværelsen af den beskyttede natur og den offentlige registrering.

De offentlige kort på *Arealinfo* kan derfor ikke bruges som grundlag for at afgøre, om et område vitterligt er beskyttet af naturbeskyttelseslovens § 3. De tilgængelige metadata på den offentlige internetportal begrænser sig trods det til at angive, at registreringen er "gældende", og at den ansvarlige myndighed er den pågældende kommune. Som vejledende, ufuldstændig og historisk registrering kan registreringen for så vidt godt betragtes som gældende, men borgerne har selv sagt ingen mulighed for at forstå denne betydning af ordet "gældende". De tilstrækkelige metadata, for at borgerne kan bruge registreringen som INSPIRE-direktivet kræver, må siges at mangle. Spørgsmålet vedrørende opdatering af den vejledende §3-registrering har i øvrigt for nylig igen været genstand for politisk debat.

Metadata skal beskrive gyldigheden af retlige geodata - men hvad vil det egentlig sige, at retlige geodata, som de vises på f.eks. *Arealinfo*, er gyldige eller gældende? Dette hænger nært sammen med karakteren af den lovgivning, der ligger til grund for de retlige geodata. Der er situationer, hvor en ordknap beskrivelse af retlige geodata som *gældende* ikke er tilsvarende misvisende, som den er for §3-områderne. Et eksempel på det er den danske udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder.

Lovgivningen normerer ikke, hvordan den konkrete udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder skal ske. Miljømålslovens § 8a sammenholdt med § 2, stk. 3 fungerer som en kompetence-norm, der giver staten beføjelse til at udpege de følsomme indvindingsområder. Udpegningen af

nitratfølsomme indvindingsområder kan, da den sker med udgangspunkt i en kompetencenorm, beskrives som konstituerende. Ved udpegningen fastlægges områderne. Den autoritative retlige kilde til denne udpegning er statens database, hvorfra brugerfladen *Arealinfo* trækker sine oplysninger.

Som for beskyttede naturtyper begrænser de tilgængelige metadata på *Arealinfo* sig til at angive, at udpegningen er "gældende", og at den ansvarlige myndighed i dette tilfælde er staten. Men i dette tilfælde er det altså ikke misvisende at beskrive data for nitratfølsomme indvindingsområder i *Arealinfo* som gældende. Man vil som myndighed, borger eller rådgiver kunne lægge udpegningen til grund for beslutninger af retlig karakter. Spørgsmålet er dog, om der ikke alligevel er behov for mere fyldige metadata end blot en beskrivelsen af udpegningen som gældende. Det kunne f.eks. være relevant og informativt med en henvisning til det retlige grundlag for dataenes gyldighed – i det her tilfælde miljømålslovens § 8a. Den traditionelle juridiske sondring mellem forholdsnormer og kompetencenormer er altså relevant, når man som her beskæftiger sig med metadata for gyldigheden af retlige geodata.

INSPIRE-direktivets krav til myndighederne om at fremstille og offentliggøre metadata for geodata er velbegrundet, og der forestår et arbejde for myndighederne de kommende år med at honorere dette krav. Metadata for bilag I og II-data skal være fremstillet senest 3. december 2010, mens metadata for bilag III-data efter INSPIRE-direktivets art. 5, stk. 4 og metadataforordningen samt GI-bekendtgørelsens § 2 skal være fremstillet senest 3. december 2013.

I forhold til den beskrevne problematik vedrørende naturtypebeskyttelsen i naturbeskyttelseslovens § 3, kan det imidlertid diskuteres, om der overhovedet består en pligt til at udarbejde metadata for det pågældende datasæt. Den danske GI-lov omfatter efter lovens § 3, stk. 1 i overensstemmelse med direktivet kun de kommunale geodatasæt, som lovgivningen kræver indsamling eller besiddelse af. Forpligtelsen til registrering af naturtyperne skal findes i cirkulære nr. 128 af 13/07/1993, og er til trods for hjemlen i naturbeskyttelseslovens § 7 således ikke direkte lovfæstet. Der er derfor behov for en ændring i retsgrundlaget, hvis f.eks. naturtyperegistreringen skal omfattes af GI-lovens bestemmelser.

Kvalitet og gyldighed er nogle af de centrale forhold, som efter direktivets bestemmelser skal beskrives i form af metadata. Spørgsmålet om metadata vedrørende retlige geodatas gyldighed har været behandlet ovenfor. I det følgende behandles spørgsmål vedrørende metadata for retlige geodatas kvalitet.

## 5 Produktion af geodata

INSPIRE-direktivet indeholder ikke en forpligtelse for medlemsstaterne til at fremskaffe nye geodata, dvs. udføre registreringer, kortlægninger eller undersøgelser af miljøforhold. Disse forpligtelser følger af andre direktiver indenfor natur- og miljøområdet og af den nationale lovgivning.

### 5.1 Kortlægning

Metadata for datakvalitet er knyttet til produktionen af geodata i den forstand, at en række af de centrale forhold vedrørende kvalitet, som skal beskrives i metadata, bestemmes i forbindelse med

produktionen af de pågældende geodata. Produktionen af geodata sker ofte i de processer, der indenfor miljøområdet betegnes som kortlægning.

Begrebet kortlægning anvendes i en lang række miljølove med tilknyttede bekendtgørelser, der forpligter myndighederne til at gennemføre forskellige former for undersøgelser, registreringer m.v. Begrebet anvendes bl.a. i den danske miljømålslov, miljøbeskyttelseslov, skovlov, vandforsyningslov og råstoflov. Den danske lovgivning indeholder imidlertid ikke nærmere regler for, hvordan eller i hvilke retlige rammer den påbudte (miljø)kortlægning skal gennemføres. De konkrete anvisninger er typisk hensendt til Miljøministeriets vejledninger (f.eks. Miljøministeriet, 2003; Miljøstyrelsen, 2000; Miljøstyrelsen, 2000; Miljøstyrelsen, 1975; Fredningsstyrelsen, 1980; Fredningsstyrelsen, 1977; Miljøstyrelsen, 1995).

Begrebet kortlægning er ikke entydigt fastlagt som juridisk begreb hverken i miljøretten eller forvaltningsretten. Med udgangspunkt i INSPIRE-direktivet kan kortlægning defineres som systematisk dannelse, indsamling og strukturering af geodata. Med denne definition udelukkes for det første myndighedsprocesser, der konstituerer retsvirkninger for borgerne som vi kender det ved forvaltningsretlige afgørelser, og for det andet myndighedsprocesser, der indeholder en afvejning af modstridende interesser som en del af en beslutningsproces, som det kendes fra den traditionelle fysiske planlægning. Disse processer har ikke systematisk været adskilt fra kortlægningsbegrebet (jf. f.eks. Basse, 2006, s. 439), og da der er fundamentale forskelle mellem dem, er der grund til at redegøre for det sagsoplysende eller faktisk orienterede kortlægningsbegreb, som det her foreslås anvendt indenfor miljøretten.

Hvor sagsbehandling med de forskellige processer som tilsyn, sagsoplysning, partshøring, afgørelse m.v. principielt tager sigte på at træffe forvaltningsretlige afgørelser i konkrete sager, så tager kortlægningen principielt sigte på at skaffe et grundlag for beslutninger af mere generel karakter. Kortlægning indenfor miljøområdet knytter sig dermed på mange måder til begrebet planlægning parallelt til måden, hvorpå sagsoplysning knytter sig til begrebet afgørelse. Der er tale om dannelse af et beslutningsgrundlag for myndighedens beslutninger, men selve kortlægningsprocessen eller resultatet af kortlægningsprocessen har som udgangspunkt ingen direkte retsvirkning for borgerne.

Kortlægningen kan dog i visse situationer være så tæt knyttet til myndighedernes myndighedsudøvelse, at der er behov for at se de to processer i sammenhæng. Det gælder i situationer, hvor myndigheden indenfor eget sagsområde indsamler konkrete oplysninger om enkelte ejendomme, og den blotte tilstedeværelse af informationerne kan have væsentlig retlig eller økonomisk betydning for ejendommens ejer. Der kan her argumenteres for, at ejeren må anses som part, der skal høres ud fra en analogi til forvaltningslovens partshøringsregler, uanset at der ikke nødvendigvis træffes en konkret forvaltningsretlig afgørelse i forbindelse med kortlægningen (jf. også Rønsholt, 2001, s. 70).

Kortlægning har indenfor miljøområdet tilknytning til begrebet overvågning. Overvågning tager imidlertid sigte på at beskrive en udvikling over tid, mens kortlægning mere principielt kan siges at give et tidsmæssigt fastlagt billede af en situation. Det betyder ikke, at geodata fra en miljøovervågning ikke kan indgå i en kortlægning – det vil de naturligvis gøre i de fleste tilfælde.



Begrebet kortlægning bruges også i de danske oversættelser af EU's direktiver, f.eks. i forbindelse med kravene til indholdet af vandområdeplanerne i vandrammedirektivets bilag VII. Hvor det danske ord kortlægning, som ovenfor beskrevet, kan bruges om de handlinger, der består i at fremskaffe viden om fysiske georefererede forhold ved undersøgelse af disse forhold, så bruges det engelske ord "mapping" som udgangspunkt kun om det at vise eller optage noget på et kort. Det er klart, at der implicit i den engelske brug af ordet mapping ligger, at viden og information om de georefererede forhold faktisk er tilvejebragt, men selve tilvejebringelsen er ikke inkluderet i den normale forståelse af ordet. Denne sproglige uklarhed sætter sine spor, ikke bare i lovgivningen og implementeringen af EU-direktiverne, men også i den videnskabelige litteratur, hvor der blandt danske forfattere er en vis tilfældighed i valget af ord som mapping, identification, designation, delination osv. (jf. f.eks. Thomsen, Søndergaard, & Sørensen, 2004).

## 5.2 Kortlægning af retlige geodata

Der gør sig nogle særlige forhold gældende, når det drejer sig om at kortlægge retlige forhold, dvs. producere retlige geodata. Her er der ofte et tæt samspil mellem det, der kan kaldes kortlægning, og så det, der i den juridiske terminologi, betegnes retlig subsumption.

I det omfang, at det, man kortlægger, er knyttet til eller underlagt en retlig regulering, så nærmer vi os en situation, der på mange måder minder om retlig subsumption. Hvis man kortlægger vandløb, så vil det i ofte praksis fremstå som en objektiv kortlægning af noget faktisk, og de geodata, man får ud af processen, vil ikke umiddelbart fremstå som retlige geodata. Attributten i denne sammenhæng er den naturvidenskabelige definition af et vandløb. Hvis det, man kortlægger, imidlertid er vandløb, som vandløbsloven definerer dem, så er attributten vandløb omfattet af vandløbsloven, og så bliver elementet af retlig subsumption i kortlægningsprocessen tydeligt. Man må i forbindelse med den kortlægning af vandløb omfattet af vandløbsloven tage stilling til, om en given grøft f.eks. er tilstrækkelig vandførende til at falde ind under vandløbslovens vandløbsdefinition, eller om der er tale om et spildevandsanlæg under miljøbeskyttelsesloven regelsæt. Det er i en juridisk terminologi ikke faktum, vi kortlægger, men jus anvendt på faktum eller faktum som det fortolkes under normen. Beslutningen om kortlægning eller ej bliver til ved at sammenholde jus og faktum, og den almindelige juridiske afgørelsesmodel (som f.eks. beskrevet i Rønsholt, 2001, s. 37) kan beskrive situationen.

Et andet eksempel fra vandområdeplanlægningen illustrerer den tætte forbindelse mellem kortlægning og retlig subsumption. Efter vandrammedirektivets artikel 5 kræves en karakterisering af vandforekomsterne som en del af vandplanlægningen. Kravene til karakteriseringen er fastsat i direktivets bilag II og III og reglerne er som nævnt implementeret i den danske lovgivning ved bekendtgørelse nr. 1355 af 11/12/2006 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer.

Ifølge de danske regler skal der således ske en kortlægning af vandressourcernes størrelse, beliggenhed og kvalitet. Denne kortlægning fremstår som udgangspunkt som en kortlægning af fysiske faktorer, og det retlige element i kortlægningen fremstår som begrænset. Den tvivl, der måtte være med hensyn til fastlæggelsen af en vandforekomsts "beliggenhed" og "grænser" fremstår

umiddelbart som spørgsmål i forhold til fastlæggelsen af faktum og ikke i forhold til fastlæggelsen af jus – for igen at bruge den traditionelle juridiske sontring.

I Guidance Document no. 2 *Identification of Water Bodies*, der er udarbejdet under rammen af CIS Common Implementation Strategy af en arbejdsgruppe med deltagelse af eksperter fra medlemslandene og Kommissionen, er der imidlertid givet en trinvis gennemgang af, hvordan vandforekomsterne lokaliseres og afgrænses. Det skal ifølge dokumentets guidelines ske dels ud fra naturgivne forhold, dels ud fra administrative forhold og endelig ud fra en formålsfortolkning af direktivets mål og bestemmelser (CIS Working Group on Water Bodies, 2003, s. 5). Kortlægningen af vandforekomster bliver dermed en kompliceret proces, der indebærer både anvendelsen af naturvidenskabelige og af juridiske teleologiske metoder. Den retlige subsumption er i realiteten fremtrædende i kortlægningen. Amternes kortlægning af grundvandsressourcerne har da også for nylig været genstand for et større revisionsarbejde bl.a. med det sigte kun netop at opfylde vandrammedirektivets krav (beskrevet i Villumsen, Ullum, & Martinez, 2007; Villumsen & Ullum, 2006; Villumsen & Ullum, 2006).

Sammenfattende kan man sige, at selv om en kortlægning fremstår som en kortlægning af fysiske forhold, så er der grund til at undersøge elementet af retlig subsumption i kortlægningsprocessen. Hvis elementet af retlig subsumption er fremtrædende i processen, så er der tale om en produktion eller kortlægning af retlige geodata. Det gælder både, når der er tale om en produktion af nye geodata, og når der er tale om vedligeholdelse eller opdatering af data i et eksisterende geodatasæt. I disse situationer er det naturligvis vigtigt at have fuld opmærksomhed på anvendelse af juridisk metode i kortlægningsprocessen.

## 6 Retlige spørgsmål vedrørende kvaliteten af geodata

Dataenes gyldighed og retlige kvalitet har været behandlet ovenfor. Nogle af de andre forhold, der indgår i det, der samlet set kan betegnes som geodatakvalitet, er forhold, som dataenes detaljeringsgrad eller præcision, dataenes usikkerhed og dataenes fuldstændighed. Disse aspekter af datakvalitet har været genstand for problematisering i den miljøretlige debat (jf. f.eks. Naturrådet, 2000), og her skal knyttes nogle bemærkninger af mere retlig karakter til disse forhold.

Geodata i et givent geodatasæt kan være mere eller mindre detaljerede, og detaljeringsgraden er et af de forhold vedrørende et geodatasæt, som må belyses i de tilhørende metadata, og som principielt afgøres i forbindelse med specifikationen og produktionen af de pågældende geodata. Fra den danske grundvandskortlægning kan *Zoneringsvejledningen* (Miljøstyrelsen, 2000) fremhæves. Her beskrives, hvordan grundvandsforholdene i det, der kaldes indsatsområder, skal kortlægges. Vejledningen redegør for nogle af de overvejelser, som myndighederne bør gøre sig i forbindelse med den pågældende kortlægning:

Ved fastlæggelse af detaljeringsgraden for detailkortlægningen er det vigtigt at gøre sig klart, at ingen kortlægningsmetoder kan give eksakt viden om de geologiske forhold, og at væsentlige inhomogeniteter kan blive overset. Der bør derfor indgå overvejelser om hvilken størrelsesorden af inhomogeniteter, der kan forventes at forekomme, og hvor store inhomogeniteter det er acceptabelt at "overse". (Miljøstyrelsen, 2000, s. 33).



De beslutninger, der træffes på baggrund af sådanne reflekterede overvejelser, må fremgå af metadata til det pågældende geodatasæt, hvis informationerne fra kortlægningen i indsatsområderne skal kunne bruges i overensstemmelse med INSPIRE-direktivets formål. De er i det nævnte tilfælde også væsentlige ud fra et retssikkerhedsmæssigt synspunkt, idet den kortlægning indenfor indsatsområderne, der udføres i henhold til *Zoneringsvejledningen*, ligger til grund for efterfølgende påbud i medfør af miljøbeskyttelsesloven til lodsejere i det pågældende indsatsområde.

Forpligtelsen til at oplyse en administrativ sag tilstrækkeligt til at kunne træffe en materielt rigtig afgørelse påhviler efter officialprincippet myndighederne. Det kan diskuteres om officialprincippet i eksemplet med grundvandskortlægningen og indsatsplanerne yder adressaten for et påbud efter miljøbeskyttelsesloven tilstrækkelig beskyttelse overfor manglende dokumentation for de kortlægningsprocesser og de fremkomne data, der danner grundlaget for påbuddet (Friis Jensen, 2002, s. 24-25; Anker, 2006, s. 499). I praksis vil officialprincippet næppe kunne løfte et dokumentationskrav vedrørende kortlægningsprocesser og datausikkerhed. Officialprincippet kan endvidere i sin traditionelle form kun udstrækkes til at gælde situationer, hvor myndighederne skal træffe en forvaltningsretlig afgørelse.

Gipperth og Elmgren har stillet spørgsmålene: Hvad er det rimelige detaljerings- eller præcisionsniveau, for arbejdet med karakterisering af vandforekomster og fastsættelse af miljømål efter vandrammedirektivets bestemmelser - og hvor gennemsigtige skal sådanne beslutninger være for almenheden, interesseorganisationer m.v. ? (Gipperth & Elmgren, 2005, s. 157) Disse spørgsmål, kan i virkeligheden også beskrives som et spørgsmål til karakteriseringens og miljømålenes metadata. Det er dels et spørgsmål om, hvad de konkrete metadata er for geodatasættene vedrørende miljømål f.eks. med hensyn til præcision, opdatering m.v., dels et spørgsmålet om, hvilke beslutninger, der har været bestemmende for de pågældende metadata, f.eks. m.h.t. ressourceforbrug til kortlægning, valg af modeller m.v.

Håndteringen af usikkerhed er et andet væsentligt spørgsmål med retlige aspekter i forbindelse med produktionen af geodata. Borgere, virksomheder og andre juridiske personers retsforhold er indirekte påvirket af den videnskabelige usikkerhed, der hersker i forbindelse med myndighedernes kortlægning. Det gælder f.eks. for den aktuelle fastsættelse af miljømål i henhold til vandrammedirektivets bestemmelser (Gipperth & Elmgren, 2005, s. 160) og for den grundvandskortlægning, som har fundet sted siden 1990-erne her i Danmark.

Grundvandskortlægningen skete op gennem 1990-erne i medfør af vandforsyningsloven og med udgangspunkt i en vejledning fra Miljøstyrelsen (Hannemann & Højlund, Miljøstyrelsen, & Rambøll, 1995). Der blev brugt alt fra simple analytiske metoder til komplicerede modelberegninger og praksis var forskellig fra amt til amt (Iversen, Lauritsen, Nyholm, & Kürstein, 2009, s. 10). Det var op til amterne at beslutte, hvor store usikkerheder man ville acceptere, beslutningerne blev kun sjældent dokumenteret, og der var forskellig praksis for hvordan kortlægningen blev offentliggjort og brugt i den konkrete sagsbehandling.

De kortlagte indvindingsoplande har ikke desto mindre spillet en stor rolle i myndighedernes administration af en lang række beføjelser. Det gælder både for en række tilladelseskompetencer, som f.eks. imødekommelsen af landzonetilladelser og miljøgodkendelser, for planlægningskompe-

tencer i forbindelse med byudvikling og udarbejdelse af lokalplaner såvel som for mere aktive myndighedskompetencer i forbindelse med den offentlige oprydningsindsats efter jordforureningsloven.

Courtney Schultz har i artiklen *Responding to scientific uncertainty in U.S. forest policy* behandlet spørgsmålet om, hvordan myndighederne håndterer videnskabelig usikkerhed i kortlægnings- og beslutningsprocesser indenfor skov- og naturforvaltning i USA. Hun beskriver de forskellige former for usikkerhed og problematiserer, hvordan navnlig usikkerheden i data og modeller håndteres (Schultz, 2008). Håndtering af usikkerheder og unøjagtigheder er et stort spørgsmål indenfor kvantitative undersøgelser i naturvidenskabelig og økonomisk samfundsforskning, men har kun haft ringe bevågenhed i det juridiske forskningsmiljø. Kun enkelte jurister (Adelman, 2006; Adelman, 2004) har formået at give mere tilbundsående analyser af betydningen af statistiske metoder i miljøforskningen og den afledte miljøret.

Et særligt aspekt vedrørende usikkerhed i forbindelse med geodata i en retlig sammenhæng går på spørgsmålet om dataenes fuldstændighed. I nogle tilfælde er det afgørende for dataanvendelsen, at der er en nøjagtig angivelse af, hvorvidt det pågældende geodatasæt er komplet. I det nyoprettede danske digitale fredningsregister, kan man finde danske fredninger i henhold til den danske naturbeskyttelseslov. Men der er ingen angivelse af, om registret er fuldstændigt, dvs. om man som bruger kan regne med, at det indeholder alle danske fredninger og alle dispensationer m.v. vedrørende fredningerne. Så længe den oplysning mangler, kan borgere og myndigheder ikke bruge registret til at afgøre, om et givet område er underlagt en fredning.

## 7 Diskussion

Myndighedernes geodata udgør grundlaget for en lang række af myndighedernes beslutninger – både generelle beslutninger i form af planer og politikker og i konkrete beslutninger i form af forvaltningsretlige afgørelser. Tilsvarende bruges de geodata, der stilles til rådighed for offentligheden, som beslutningsgrundlag både på et generelt og et konkret plan. De bruges på et generelt plan, når de er grundlaget for borgeres demokratiske deltagelse i beslutningsprocesser indenfor miljøområdet, og på et konkret plan, når de er grundlaget for borgernes dispositioner som ejere af ejendom eller udøvere af virksomhed.

Det er altså afgørende, at der kan fæstes lid til myndighedernes geodata. Der skal være den fornødne datakvalitet til den aktuelle anvendelse, og denne datakvalitet skal kunne dokumenteres via metadata. I et retssikkerhedsperspektiv er det som beskrevet især metadata for retlige geodata, der er vigtige. Dette traditionelle ønske om retssikkerhed for borgerne i relation til myndighedernes retlige regulering og øvrige virksomhed er artiklens ene udgangspunkt.

Artiklens andet udgangspunkt er det mere moderne miljømæssigt orienterede princip om gennemsigtighed for borgerne i myndighedernes miljøforvaltning og mulighed for deltagelse i beslutninger indenfor miljøområdet. Behovet for gennemsigtighed er fremhævet af flere forfattere i forbindelse med geodata og geoinformation. (Aitken & Michel, 1995; Brande-Lauridsen, 2004; Brandt, 2002; Doremus, 2006; ISO, 2003)

Det efter min vurdering relevant at se på området ud fra de to juridiske begreber saglighed og gennemsigtighed. Hvor saglighed kan siges at angå det materielle indhold af myndighedernes beslutninger, går kravet om gennemsigtighed på de formelle processer for fremlæggelse af beslutningsgrundlag og beslutninger for offentligheden.

Der kan argumenteres for, at der er et retligt krav om saglighed både i myndighedernes produktion og formidling af geodata og geoinformation. Den forvaltningsretlige magtfordrejningsgrund-sætning, der forpligter myndighederne til at forfølge saglige hensyn, gælder også for myndighe-dernes kortlægningsprocesser og øvrige faktiske forvaltningsvirksomhed (Garde, 2009). Kravet om saglighed i den offentlige forvaltning kan også ses om en retssikkerhedsgaranti og indgår som så-dan i et bredere retssikkerhedsbegreb, som beskrevet af bl.a. Steen Rønsholt og Carsten Heinrich-sen (Rønsholt, 2001, s. 71; Heinrichsen, 1997). Her afgrænses retssikkerhedsbegrebet ikke alene til at omfatte enkeltpersoners, adressaters og parterers interesser, men også andre overordnede sam-fundsmæssige interesser.

Der er imidlertid ikke de samme processuelle retsgarantier knyttet til den faktiske forvaltning, herunder kortlægnings- og informationsprocesser, som der er til den forvaltningsretlige afgørel-sessituation. Dette kan kritiseres ud fra et retssikkerhedsmæssigt synspunkt (jf.f.eks. Blume, 1995, s. 209). En processuel retsgaranti kunne netop være et krav om procedurer, der sikrer gennemsig-tighed i forbindelse med produktion og anvendelse af geodata.

Begrebet gennemsigtighed har tilknytning til begrebet åbenhed, der kan ses som et grundlæggen-de retsprincip for forvaltningsretten (Gøtze, 2000, s. 183). Åbenhed indebærer at borgerne skal have indseende i, hvad der ligger bag forvaltningens dispositioner. Gennemsigtighed kan imidlertid ses som et bredere begreb, der ikke blot dækker det forhold, at borgerne skal have formel adgang til indsigt, men også at borgerne aktivt formidles den nødvendige indsigt, når myndighederne fremlægger beslutninger og information. Som denne artikels eksempler viser, knytter problemer-ne med manglende gennemsigtighed i forbindelse med geodata sig både til forhold omkring data-kvalitet og til forhold omkring metadata.

Manglende gennemsigtighed forringer muligheden for offentlighedens kvalificerede deltagelse i myndighedernes beslutningsprocesser. Problemet med manglende gennemsigtighed forøger imid-lertid også risikoen for, at der finder en egentlig manipulation sted i forbindelse med produktionen eller præsentationen af geodata og geografisk information. Et af de seneste danske eksempler, hvor der er rejst tvivl om, hvorvidt myndighederne har manipuleret med geoinformation indenfor vandområdet, er vedrørende data for miljøtilstanden i vandløb (Voigt, 2009, s. 7). De data, der ligger til grund for den kritiserede information, er netop data vedrørende antallet af vandløb i god tilstand, der som beskrevet ovenfor er vanskeligt at fastslå.

I USA har debatten om valide data for retlige beslutninger generelt haft en større bevågenhed. Her har David E. Adelman i flere artikler argumenteret for betydningen af, at den åbenhed om meto-der og resultater, der er et fundamentalt princip for al videnskab, også overføres til myndigheder-nes arbejde (Adelman, 2006; Adelman, 2004). Han anfører, at der som et minimum bør stilles ret-lige krav til myndighedernes arbejde i form af procedurekrav, hvorefter myndighederne forpligtes til at redegøre for nøglebeslutninger f.eks. i forbindelse med anvendelsen af statistiske metoder og

evaluering af datakvalitet (Adelman, 2006, s. 191-192). Lena Gipperth og Ragner Elmgren fra Sverige skriver i tråd hermed "We see it as urgent to develop and establish a transparent procedure for the whole process of operationalization, including the assessment of the data used for decision-making. This will not only ensure review and checking of scientific data and conclusions, but also promote legitimacy and foreseeability for actors, and regard for the interest of future generations" (Gipperth & Elmgren, 2005, s. 162).

Det er altså ikke bare i dansk sammenhæng men også internationalt, der peges på behovet for en retlig regulering, der sikrer, at kvaliteten og karakteren af det faglige grundlag for myndighedernes beslutninger i forbindelse med kortlægnings- og planlægningsprocesser lægges frem for offentligheden.

I den forbindelse er det interessant at se på traditionen i den danske fysiske planlægning og sammenholde den med det planlægningsregime, der institutionaliseres i vandrammedirektivets bestemmelser vedrørende vandområdeplanlægning. Den fysiske planlægning herhjemme har længe opereret med en opdeling mellem planer og forudsætninger og krævet, at planerne ledsages af en redegørelse for de anvendte forudsætninger. Det er mit indtryk, at denne redegørelse har udviklet sig således, at hovedvægten i dag ofte ligger på at redegøre for de politiske målsætninger og vagt formulerede beskrivelser af udviklingstrends m.v., mens der kun i mindre grad bruges plads på at redegøre for de faktiske forhold, der ligger til grund for planlægningen. Her overfor står vandplanerne og den vandområdeplanlægning, som de skal afspejle. Vandplanlægningen fokuserer i højere grad på at sikre, at data og information fremlægges for offentligheden og lægger dermed op til en mere kritisk evaluering af centrale forhold som datakvalitet og usikkerhed og til en forøget gennemsigtighed i de tilknyttede kortlægningsprocesser. Der er dog ikke i direktivet eller i den danske implementeringslovgivning indbygget egentlige retlige krav til gennemsigtigheden af myndighedernes kortlægningsprocesser.

## 8 Konklusion

Analyserne viser, at INSPIRE-direktivet med en produktorienteret regulering af geodataområdet har taget nogle vægtige skridt i retning af større gennemsigtighed og bredere anvendelighed af geodata. Gennemføres direktivets intentioner og bestemmelser vedrørende metadata, vil der skabes en betydelig klarhed og gennemsigtighed i forhold til en lang række af de data og informationer, som myndighedernes beslutninger baseres på. Det er i en miljøretlig sammenhæng navnlig direktivets krav til metadata for retlige geodata, der vil få betydning.

Analyserne viser imidlertid også, at der er en række problemstillinger i forbindelse med de kortlægningsprocesser som geodata fremkommer ved, der kalder på en tydeligere retlig regulering. Hvor den almindelige forvaltningsret indeholder et generelt krav om saglighed i den offentlige forvaltning, er der ikke noget generelt krav om gennemsigtighed. Der er derfor et behov for procedurekrav, der forpligter myndighederne til at redegøre for nøglebeslutninger i forbindelse med de miljørelaterede kortlægningsprocesser og til at evaluere af datakvalitet i forbindelse med brug og formidling af geodata og geoinformation.

## Reference List

- Adelman, D. E. (2004). Scientific Activism and Restraint: The interplay of Statistics, Judgement, and Procedure in Environmental Law. *Notre Dame Law Review*, 79.
- Adelman, D. E. (2006). Two models for scientific transparency in environmental law. In W.E.Wagner & R. Steinzor (Eds.), *Rescuing Science from Politics: Regulation and the Distortion of Scientific Research* (pp. 193-213). New York: Cambridge University Press.
- Aitken, S. C. & Michel, S. M. (1995). Who Contrives the Real in GIS? *Cartography and Geographic Information Science*, 22, 17-29.
- Anker, H. T. (1997). Landbruget i det åbne land - retssikkerhedsmæssige betragtninger. *Tidsskrift for Landøkonomi*, 184, 136-141.
- Anker, H. T. (2006). Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer. In E.M.Basse (Ed.), *Miljøretten 3: Affald, jord, vand og råstoffer* (2 ed., pp. 417-556). København: Jurist- og Økonomforbundets Forlag.
- Basse, E. M. (2006). Virkemidler. In E.M.Basse (Ed.), *Miljøretten 1: Almindelige emner* (2 ed., pp. 419-538). København: Jurist- og Økonomforbundets forlag.
- Blume, P. (1995). Faktisk virksomhed eller afgørelse. *Nordisk Administrativt Tidsskrift*, 198-211.
- Boer, A., van Engers, T., Peters, R., & Winkels, R. (2007). Separating law from Geography in GIS-based eGovernment services. *Artificial Intelligence and Law*, 15, 49-76.
- Brande-Lauridsen, H. (2004). Kort og kortlægning i en samfundsmæssig kontekst. *Geografisk orientering*, 2004, 332-339.
- Brande-Lauridsen, H. (2005). Maps and geoinformation on the internet or how do people feel about E-democracy. In *XXII International Cartographic Conference (ICC2005) Spain: The International Cartographic Association (ICA-ACI)*.
- Brandt, M. S. (2002). I Miljøministeriet bruger vi geografi til hverdag! *Geografisk orientering*, 32, 316-324.
- Brodersen, L. (2004). Kort - tolkning og kommunikation. *Geografisk orientering*, 2004, 301-316.
- CIS Working Group 3.1 (2003). *Guidance Document No. 9, Implementing the Geographical Information System Elements (GIS) of the Water Framework Directive* (Rep. No. 9). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- CIS Working Group on Water Bodies (2003). *Guidance Document No 2, Identification of Water Bodies* (Rep. No. 2). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

- Doremus, H. (2006). Using science in a political world: the importance of transparency in natural resource regulation. In W.E.Wagner & R. Steinzor (Eds.), *Rescuing Science from Politics: Regulation and the Distortion of Scientific Research* (pp. 143-164). New York: Cambridge University Press.
- Forskningsministeriet (1994). *Rapport fra udvalget om "Informationssamfundet år 2000"* København: Forskningsministeriet.
- Forskningsministeriet (1999). *Det Digitale Danmark - omstilling til netværkssamfundet* København: Forskningsministeriet.
- Fredningsstyrelsen (1977). *Vejledning i råstofkortlægning. [I] : Vejledning i råstofkortlægning.* København: Fredningsstyrelsen.
- Fredningsstyrelsen (1980). *Vejledning i råstofkortlægning. [II] : Fase 2.* København: Fredningsstyrelsen.
- Friis Jensen, O. (2002). Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation. *Landinspektøren*, 111, 19-26.
- Garde, J. (2009). *Forvaltningsret: almindelige emner.* (5 ed.) København: Jurist- og Økonomforbundet.
- Gipperth, L. & Elmgren, R. (2005). Adaptive Coastal Planning and the European Union's Water Framework Directive: A Swedish Perspective. *Ambio*, 34, 157-162.
- Gøtze, M. (2000). På udkig efter værdier i forvaltningsretten. In Københavns Universitet.Retsvidenskabeligt Institut B (Ed.), *Grundrettigheder* ( København: Jurist- og Økonomforbundet.
- Hannemann & Højlund, Miljøstyrelsen, & Rambøll (1995). *Metoder til udpegning af indvindingsoplande* (Rep. No. 8). København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Henrichsen, C. (1997). *Retssikkerhed og moderne forvaltning. En retspolitisk studie i samspillet mellem stat, forvaltning og borger.* København: Akademisk Forlag.
- Hvingel, L. T. (2009). *Matriklen, delrapport 3.* Aalborg University, Aalborg.
- ISO (2003). *ISO 19115 Geographic information - Metadata* Genève: The International Organisation for Standardisation.
- Iversen, C. H., Lauritsen, L. U., Nyholm, T., & Kürstein, J. (2009). *Udpegning af indvindings- og grundvandsdannende oplande - Vejledning i oplandsberegninger i forbindelse med den nationale grundvandskortlægning* (Rep. No. 2). København: GEUS, Ministeriet for klima og energi.
- Kort og Matrikelstyrelsen (2008). *Redegørelse om infrastrukturen for geografisk information 2008* København: Miljøministeriet, Kort og Matrikelstyrelsen.



- Miljøministeriet (2003). *Digital forvaltning i Miljøministeriet* København: Miljøministeriet.
- Miljøministeriet (2003). *Vejledning om godkendelse af saltvandsbaseret fiskeopdræt (Havbrugsvejledningen)* København: Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen (1975). *Hydrogeologisk kortlægning: vandforsyningsplanlægning m.v* (Rep. No. 2/75). København: Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (1995). *Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser* (Rep. No. 4/1995). København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2000). *Kortlægning af forurenede arealer* (Rep. No. 8/2000). København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen (2000). *Zonering - Detalkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen* (Rep. No. 3/2000). København: Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.
- Naturrådet (2000). *Dansk Naturpolitik - viden og vurderinger* (Rep. No. 1). København: Naturrådet.
- Olsen, H. P. (2008). Retsfilosofiens nye forskningsfelter. *Juristen*, 313-321.
- Rønsholt, S. (2001). *Forvaltningsret. retssikkerhed. Proces. Sagsbehandling*. København: Forlaget Thomson. Gad Jura.
- Schultz, C. (2008). Responding to scientific uncertainty in U.S. forest policy. *Environmental Science & Policy*, 11, 253-271.
- Skov-Petersen, H. (2002). GIS og fysisk planlægning: mod en agenda for forskning og udvikling. *Geoforum perspektiv*, 26-31.
- Spies, H. C. (2003). *Retlig kvalitet i digital forvaltning - bidrag til en systemudviklingsmetode*. Københavns Universitet.
- Thomsen, R., Søndergaard, V. H., & Sørensen, K. I. (2004). Hydrogeological mapping as a basis for establishing site-specific groundwater protection zones in Denmark. *Hydrogeology Journal*, 12, 550-562.
- Villumsen, B. & Ullum, M. (2006). *Modeller for revision af udpegningen af grundvandsforekomster i Danmark* (Rep. No. 40/2006). København: Miljøstyrelsen.
- Villumsen, B. & Ullum, M. (2006). *Udpegning af grundvandsforekomster i Danmark* (Rep. No. 9/2006). København: Miljøstyrelsen.
- Villumsen, B., Ullum, M., & Martinez, K. (2007). *Revision af udpegningen af grundvandsforekomster i Danmark* (Rep. No. 6/2007). København: Miljøstyrelsen.
- Voigt, K. (2009). Miljøets uheldige indikatorer. *Miljøsk*, 4-7.

# Artikler

33

## Ålegræs på dybt vand?

• et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne

*Af Lasse Baaner, Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet, LIFE og Trine Balskilde Stoltenborg, Juridisk Institut, Aarhus Universitet samt Videncentret for Landbrug*

**Dybden, som vandplanten ålegræs gror på, anvendes i Danmark til at udtrykke kvaliteten af vandmiljøet. Vandplanerne i høring indeholder krav, der skal sikre, at ålegræsset udbredes til større vanddybder. Ålegræssets dybdeudbredelse kritiseres for ikke i tilstrækkelig grad at give et retvisende billede af vandmiljøet, og hvad forskellige påvirkninger af vandmiljøet betyder herfor. I denne artikel skitseres de processer og retlige rammer, der er med til at gøre ålegræsset til så vigtig en plante for landbruget som erhverv og for arealanvendelsen i Danmark.**

Det sidste års politiske slagsmål omkring indholdet og vedtagelsen af vandplanerne dækker over mange forskelligartede juridiske, politiske og naturvidenskabelige problemstillinger. Et af debattens omdrejningspunkter har været anvendelsen af ålegræs som indikator for vandmiljøets kvalitet, og anvendelsen af det man kalder "ålegræsværktøjet". Ålegræsværktøjet anvendes til at ansætte behovet for reduktion af kvælstoftilførslen i oplandet til fjorde og kystvande for at leve op til vandrammedirektivets og miljømålslovens miljømål.

Ålegræsudbredelsen er blevet grundlaget for forvaltningen af de danske kystvande, og dermed for reguleringen af de processer på land, som påvirker vandmiljøet. Ålegræsudbredelsen er det parameter, der i Danmark er valgt til at udtrykke, hvad der ligger i vandrammedirektivets miljømål for kystvande og fjorde. På denne måde er det de forhold, som man mener, påvir-

ker ålegræssets dybdeudbredelse, der reguleres i medfør af vandplanerne og indsatsprogrammerne i høring. Der er således en forholdsvis tæt sammenhæng mellem de konklusioner, der drages på baggrund af anvendelsen af ålegræsværktøjet, og de initiativer, der skal sikre opnåelse af de fastsatte miljømål, og som fastsætter driftsbetingelserne for den enkelte landmand.

Ålegræs er biologisk set et vigtigt element i størstedelen af de danske kystvandes økosystemer. På baggrund af historiske observationer kan der beskrives en nogenlunde veldefineret referencetilstand. Ålegræssets dybdegrænse er forholdsvis enkel at måle, og myndighederne lægger til grund, at udbredelsen responderer på påvirkning fra menneskelige aktiviteter.<sup>1</sup> Dette er nogle af de forhold, der overordnet har begrundet brugen af ålegræsset og ålegræsværktøjet. Sidstnævnte forhold har imidlertid været genstand for en kombineret politisk og naturfaglig præget debat på baggrund af undersøgelser foretaget ved Danmarks Miljøundersøgelser og konsulentrapporter bestilt af Landbrug og Fødevarer.<sup>2</sup>

Ålegræsværktøjet er samstemmende kritiseret for at være for simpelt til at kunne favne alle de komplicerede biologiske og fysiske sammenhænge, der er mellem kvælstofbelastning, fytoplankton, sigtedybde og ålegræsudbredelse<sup>3</sup> – forhold, der efterfølgende kombineres med hydrologiske oplandsmodeller og sammenhænge mellem gødskning, afgrødevalg, udvaskning fra rodzonen og tilstrømning af kvælstof til kystvandene.



## Ålegræs som grundlag for et klassificeringssystem

Opgaven med at udvikle klassificeringssystemer til ansættelse af miljømæssig status og fastsættelse af miljømål, er i henhold til vandrammedirektivets bilag V lagt i hænderne på medlemsstaterne. I Danmark har man valgt udbredelsen af ålegræs som en central parameter eller miljø-indikator i klassificeringssystemet for kystvande. Ålegræssets dybdegrænse bruges også til klassificering i Tyskland, mens havgræsser som gruppe indgår i flere andre landes klassifikationssystemer.

Klassificeringssystemerne efter vandrammedirektivet (bilag V, pkt. 1.4) skal bruges til at placere medlemsstaternes vandforekomster i direktivets fem tilstandsklasser: høj, god, moderat, ringe og dårlig. Der er to helt centrale spørgsmål i den forbindelse. Det første angår kalibreringen af systemerne i forhold til de fem tilstandsklasser indbyrdes, dvs. den relative fastlæggelse af klasserne. Det andet angår kalibreringen af systemerne i forhold til det biologiske system, dvs. den absolutte fastlæggelse af klasserne. Begge spørgsmål har haft afgørende betydning for den videre vand- og indsatsplanlægning efter miljømålsloven.

### Fastlæggelse af referencetilstanden

Ser vi på det sidste spørgsmål først – altså fastlæggelsen af, hvilket miljømæssigt indhold i et økosystem, der svarer til høj status – så fastlægger direktivet, at økosystemer med høj status er økosystemer, der ikke udviser forandringer som følge af menneskeskabt aktivitet eller påvirkning (jf. vandrammedirektivets bilag V, pkt. 1.2 og miljømålsbekendtgørelsens § 2, nr. 2, jf. bilag 2.A).

Øvelsen med at fastlægge denne referencetilstand skal efter direktivets anvisninger primært baseres på en beskrivelse af faktisk forekommende forhold i udpegede vandområder, der har en høj tilstand. Såfremt sådanne områder ikke kan findes, kan der inddrages andre data. Det kan være historiske eller palæontologiske oplysninger eller naturfaglige modeller – om de måtte kunne findes. Hvis det ikke er muligt at bruge disse metoder, angiver direktivet at referenceforholdene kan fastlægges ved brug af ekspertvurderinger (jf. vandrammedirektivets bilag V, pkt. 1.4).

For ålegræssets vedkommende bygger kalibreringen af høj status i forhold til det biologiske system på historiske data. De historiske data vedrørende ålegræssets dybdeudbredelse er indsamlet i perioden 1900 til 1930 i forbindelse med forskellige naturvidenskabelige undersøgelser. I processen med behandling af de historiske data og omsætningen af dem til en referencetilstand er der truffet forskellige beslutninger; dels med karakter af ekspertvurderinger, dels af mere politisk karakter. Den dybdegrænse, der er registreret i de historiske undersøgelser beror for eksempel på undersøgelsesmetodernes effektivitet. Ålegræsset er typisk indsamlet med dræg (en slags blylod med søm i), grab eller skraberedskeer, som ikke egner sig til at indsamle de enkeltstående skud, der i dag anses for at repræsentere ålegræssets dybdegrænse. Det er i den forbindelse skønnet af By- og Landskabsstyrelsen, at de historiske dybdegrænseobservationer i virkeligheden repræsenterer en dækningsgrad af havbunden på omkring 10 pct.<sup>4</sup>

Af de mere politisk prægede beslutninger er det for eksempel vedtaget generelt ikke at indtage spildevandspåvirkning i perioden 1900 til 1930 i fastlæggelsen af referencetilstanden, selv om det efter By- og Landskabsstyrelsens vurdering sandsynligvis allerede på den tid har påvirket vandkvaliteten i visse kystvande negativt. Således har man valgt ikke at korrigere de historiske data for dybdegrænser i Odense Fjord, selv om man positivt ved, at der på tidspunktet for de historiske undersøgelser var en betydende spildevandspåvirkning med indflydelse på ålegræssets dybdegrænse.<sup>5</sup>

### Fastlæggelsen af "god tilstand"

Den relative kalibrering af tilstandsklasserne er principielt sket med udgangspunkt i vandrammedirektivets bilag V i den fællesskabsretlige ramme kaldet "interkalibreringen". På baggrund af input fra og omfattende samarbejde imellem medlemsstaterne er grænserne mellem høj, god og moderat blevet fastlagt (jf. også Kom. 2008/915/EF og miljømålsbekendtgørelsens § 3, stk. 8 og 9). Herved er ålegræssets forskellige dybdegrænser kalibreret i forhold til vandrammedirektivets tilstandsklasser (jf. også miljømålsbekendtgørelsens bilag 5).

Grænsen mellem høj og god tilstand er fastsat til 90 pct. af referenceudbredelsen, dvs. den fastlagte historiske udbredelse, mens grænsen mellem god og moderat tilstand er fastsat til 74 pct. af referenceudbredelsen (jf. Kom. 2008/915/EF, L 332/38 og miljømålsbekendtgørelsens bilag 5, tabel 3b). Grænsen mellem moderat og ringe er sat til 50 pct., og grænsen mellem ringe og dårlig til 25 pct. af referenceudbredelsen.

Vandrammedirektivet kræver, at der i klassificeringssystemerne indgår 1) biologiske, 2) hydromorfologiske og 3) fysisk-kemiske parametre (direktivets bilag V, pkt. 1.1). Det kræver endvidere, at de biologiske parametre for kystvande beskrives på baggrund af både alger, tang, vandplanter som ålegræs og bunddyr (direktivets bilag V, pkt. 1.1.4, jf. også bilag 1, tabel 4 i miljømålsbekendtgørelsen). Disse krav lever klassificeringen på baggrund af ålegræs alene ikke op til. Klassificeringssystemet er imidlertid alligevel accepteret af EU ved Kommissionens interkalibreringsbeslutning. Baggrunden for dette er, at arbejdet med at udvikle klassificeringssystemer både for Danmark og mange andre medlemsstater vedkommende langt har oversteget det, man forventede ved direktivets vedtagelse (jf. også Kom. 2008/915/EF, præambles 12. betragtning).

### Den konkrete fastlæggelse af status og miljømål

Når status for en kystvand- eller fjordforekomst skal fastlægges, så skal ålegræssets dybdegrænse måles. Proceduren er i princippet enkel, men indebærer en række konkrete beslutninger og tilpasninger m.h.t. udvælgelsen af målepunkter, arealmæssig vægtning af målingerne, udeladelse af målinger og interpolation mellem forskellige målinger med henblik på at beregne dybdegrænsen for vandforekomsten som helhed. Den endelige klassifikation sker så ud fra middelværdien af de observerede og eventuelt korrigerede dybdegrænser inden for vandområdet i perioden 2001-2006.<sup>6</sup> Denne værdi sættes i forhold til reference-dybdegrænsen, der blev fundet på baggrund af de historiske observationer (jf. miljømålsbekendtgørelsens § 5 og bilag 7).

Målsætningen af kystvandene sker principielt ved anvendelsen af miljømålslovens §§ 12 og 16. § 12 implementerer vandrammedirektivets

krav om, at god tilstand som udgangspunkt skal opnås i 2015, og § 16 angiver de muligheder, direktivet åbner for at fastsætte moderat eller endnu lavere status for konkrete vandområder. Miljømålslovens § 12 tager på den vis også udgangspunkt i den historiske udbredelse af ålegræs, idet det generelle miljømål "god status" jo er knyttet til denne værdi via klassificeringssystemet.

### Den konkrete fastlæggelse af indsatsbehov

Når man har udviklet et klassifikationssystem, der baserer sig på én central indikator, og dette system bruges til at fastsætte status og vurdere målopfyldelse, så bliver det system også – direkte eller indirekte – det, der fastsætter behovet for indsats.

I Danmarks tilfælde bliver ålegræsudbredelsen via forskellige "værktøjer", der har karakter af modeller for sammenhænge mellem kvælstofbelastning, algevækst og lysgennemtrængelighed, koblet til et reduktionsbehov i kvælstoftilførelsen.<sup>7</sup> Laurentius-relationen, som er en del af det, der samlet betegnes "ålegræsværktøjet", beskriver her den antagne relation mellem kvælstofindholdet i vandet og ålegræssets dybdegrænse.

Det beregnede reduktionsbehov bliver så korrigeret for den forventede effekt af allerede vedtagne – eller forventede – foranstaltninger. Det drejer sig om mere eller mindre velunderbyggede forventede effekter af bl.a. Vandmiljøplan III<sup>8</sup>, Energiaftalen 2008-2011<sup>9</sup> samt vedtagne og forventede kommunale spildevandsplaner m.v. Det korrigerede indsatsbehov betegnes herefter Baseline 2015.<sup>10</sup> Disse baseline-beregninger har ikke noget juridisk afsæt i vandrammedirektivet eller i den nationale lovgivning.

Kvælstofbelastningen af vandet, som den forventes at blive som følge af basislinje-forudsætningerne, bliver herefter via hydrologiske oplandsmodeller koblet til næringsstofbelastningen på jordoverfladen. Denne resulterer i et estimat for den nødvendige indsats på jordoverfladen opgjort som et reduktionskrav. For nogle vandområder foreligger der efter By- og Landskabsstyrelsens vurdering tilstrækkeligt faglig viden til, at et reduktions-/indsatsbehov kan estimeres på grundlag af etablerede sammenhænge mellem miljøtilstanden i vandområderne og

kvælstofafstrømningen fra land baseret på overvågningsresultater. For en del fjorde og lukkede kystvande foreligger der ikke denne viden.

Vandrammedirektivet siger ikke direkte noget om, hvilke modeller eller værktøjer der skal anvendes, når indsatsbehovet for et konkret vandområde fastlægges. Direktivet forudsætter eller nævner flere steder brugen af modeller som et muligt instrument i vandplanlægningen, men det indeholder ikke nogen regler for, hvilke modeller der skal anvendes, eller for kvaliteten af de modeller der anvendes, når indsatsbehovet for et konkret vandområde skal fastsættes. Her overlades igen et vidt skøn til medlemsstaterne.

Fjorde og lukkede kystvande er opdelt i forskellige typer efter saltholdighed, lagdeling og afstrømning eller opholdstid i vandområdet (jf. karakteriseringsbekendtgørelsens bilag 1, pkt. 1.3). By- og Landskabsstyrelsen har desuden etableret følgende systematik baseret på de tilgængelige modeller og den tilgængelige viden om områderne:

1. Fjorde og øvrige lukkede kystvande
  - a. Vidensniveau 1, (V1): Områder med størst vidensniveau.
  - b. Vidensniveau 2, (V2): Øvrige områder hvor reduktions-/indsatsbehov kan beregnes ved at kombinere viden om området med erfaringsgrundlag fra kystvande under vidensniveau 1.
2. Åbne farvande og gennemstrømningsfarvande
  - a. Vidensniveau 3, (V3): Områder med utilstrækkelig viden til at kunne beregne et reduktions/indsatsbehov.

Inddelingen har ikke noget retligt afsæt i miljømålsloven eller bekendtgørelserne udstedt i medfør af loven, og den er kun delvist relateret til den inddeling af vandforekomster i typologier, der følger af vandrammedirektivets og karakteriseringsbekendtgørelsens bestemmelser. Dette sidste er dog næppe et problem, da vandrammedirektivets typologi-system er knyttet til fastlæggelse af klassifikationssystemerne og ikke til planlægningen af indsatsen med henblik på at nå miljømålene.

Det, der derimod kan være problematisk, er, at inddelingen i vidensniveauer bruges til at re-

ducere indsatsen i forhold til, hvad der fagligt er beregnet som nødvendigt. Usikkerheden i beregning af indsatsbehovet for V1 områderne – og dermed behovet for reduktion af kvælstoftilførslen på markerne i oplandet til kystvandene – er af DMU vurderet til at være i størrelsesordenen 15-20 pct. By- og Landskabsstyrelsen har efterfølgende valgt, at indsatsen for V1-områderne i Vandplan 2009 skal fastlægges ved det laveste mulige inden for dette usikkerhedsinterval.

Fastlæggelsen af indsatsbehovene i V2-områderne bygger på gennemsnitsbetragtninger over områderne som helhed og ikke på konkrete vurderinger og modelberegninger for de enkelte vandforekomster. Derfor har By- og Landskabsstyrelsen valgt at tillægge en yderligere usikkerhed på ca. 10 procentpoint med henvisning til, at der er anvendt gennemsnitsestimater frem for konkrete vurderinger. Indsatsen for de konkrete V2-områder er herefter fastlagt som det lavest mulige inden for usikkerhedsintervallet – dvs. som 75 pct. af den beregnede nødvendige indsats. For V3-områderne har By- og Landskabsstyrelsen helt undladt at fastlægge en konkret indsats, men henholder sig til, at den generelle indsats på landsplan også vil forbedre tilstanden i disse områder.<sup>11</sup>

Vandrammedirektivets fastsættelse af miljømål og beskrivelse af miljøtilstand sker på vandforekomstniveau, men direktivet angiver ikke at indsatsbehovet også skal fastsættes individuelt for de enkelte vandforekomster. Det indsatsprogram, som skal udarbejdes ifølge direktivets art. 11, dækker hele vanddistriktet med samtlige vandforekomster og "våde" Natura 2000-områder. Der er ikke et krav om, at det skal specificeres på vandforekomstniveau, svarende for eksempel til kravet om en specificeret indsats for de enkelte Natura 2000-områder.

## Diskussion

Vandforvaltningen er som andre miljøretsområder præget af stor usikkerhed med hensyn til, hvordan de fysiske forhold skal beskrives og vurderes, og hvordan en given indsats indvirker herpå. Der er naturfaglig enighed om, at sammenhængen mellem kvælstofbelastning og ålegræsudbredelse er mere kompleks, end "ålegræsværktøjerne" tager højde for. Det er proble-

matisk, da indsatsbehovet tager afsæt i dette værktøjs beskrivelse af sammenhængen mellem kvælstof og ålegræssets dybdeudbredelse.

De beregninger, der er baseret på de korrigerede historiske ålegræsobservationer, de interkalibrerede statusklasser, de fastlagte miljømål, de anvendte "ålegræsværktøjer", de antagne baseline-forudsætninger og de nedskrevne indsatsbehov på baggrund af anslåede usikkerheder, lægges til grund for konkrete afgørelser rettet mod den enkelte landmand. Det gælder både i forbindelse med miljøgodkendelser og større vådområdeprojekter m.v. Alle de forskellige trin i processen spiller sammen med økonomiske og politiske vurderinger en rolle for fastlæggelsen af den konkrete indsats i vandplanernes indsatsprogrammer.

Juridisk set er der ikke nødvendigvis sammenfald mellem de krav, der stilles til grundlaget for vedtagelsen af en plan med et indsatsprogram, og så de krav, der stilles til grundlaget for den forvaltningsafgørelse, der skal realisere planen. I forhold til de individuelle forvaltningsretlige afgørelser, er det først og fremmest undersøgelsesprincippet der fastlægger, hvad der er et tilstrækkeligt vidensgrundlag for en afgørelse. Den politiske afvejning er væsentlig i forbindelse med vedtagelsen af planen, men er ikke i samme grad til stede i forbindelse med den enkelte afgørelse.

Det er formentlig i strid med det EU-retlige forsigtighedsprincip at udnytte usikkerheden om beregningen af indsatsbehovet til at reducere miljøindsatsen til et minimum. Det er godt nok hovedsageligt et politisk ansvar at beslutte, hvad der er et acceptabelt risikoniveau for et samfunds indsats med henblik på at opnå miljømæssige mål, men dette ansvar kan efter EU-retten kun opfyldes, såfremt den videnskabelige tvivl ved hjælp af de bedste til rådighed stående videnskabelige midler reduceres til et minimum forud for beslutningstagningen. Derfor er kvaliteten af "ålegræsværktøjet" så vigtig. Der må imidlertid også være en grænse for, hvor grundige og ressourcekrævende undersøgelser, der skal foretages, og hvor komplicerede og nøjagtige modeller, der skal udarbejdes. Medlemsstaternes indsats på det område må stå mål med de miljømæssige forbedringer, der kan forventes og vurderes i overensstemmelse med forsigtig-

hedsprincippet ud fra den tvivl, som undersøgelser og modeludvikling vil kunne afklare.<sup>12</sup>

Proportionalitetsprincippet, der har både en EU-retlig og en dansk forvaltningsretlig dimension, betyder dog, at et indgreb eller en indsats dels skal være egnet til at nå sit mål, dels ikke må række længere end nødvendigt for at opnå det mål. Proportionalitetsprincippet danner på den måde en grænse for skønsfriheden i anvendelsen af forsigtighedsprincippet – også i forhold til den individuelle forvaltningsretlige afgørelse. Det vil med andre ord sige, at hvis der træffes bebyrdende forvaltningsafgørelser direkte på baggrund af beregninger knyttet til ålegræssets dybdeudbredelse og ålegræsværktøjet, så skal ålegræsset som indikator og ålegræsværktøjet have en vis faglig sikkerhed.

Vandplanens styrke som administrationsgrundlag, har imidlertid også indflydelse på, hvor meget yderligere undersøgelse, der kan kræves, når der er tvivl om ålegræsindikatoren og ålegræsværktøjets kvalitet i forbindelse med den enkelte forvaltningsafgørelse. Bruges alene planen som et administrationsgrundlag, så ligger beskyttelsen af den enkelte i første omgang i den formelle mulighed for at deltage i og påvirke vandplanlægningen og i sidste ende i den grundlovssikrede beskyttelse af ejendomsretten.<sup>13</sup> Her imellem må der dog også kræves, at indgrebene overfor den enkelte landmand er velegnede til at nå de fastlagte miljømål.

Miljømålsloven med tilhørende bekendtgørelser implementerer størstedelen af vandrammedirektivets bestemmelser vedrørende miljømål, vandplaner og indsatsprogrammer. I modsætning til miljømålsloven ligger de tilhørende bekendtgørelser relativt tæt op af direktivets tekst. Det gør den danske implementering mere direktivnær, men samtidigt også mere teknisk kompliceret. I januar 2011 kom den seneste justering af regelsættene. Lovgivningen vedrørende vurdering af miljømæssig status, fastsættelse af miljømål og udarbejdelse af vandplaner og indsatsprogrammer for vandforekomster udgøres dermed som udgangspunkt af følgende:

*Miljømålsloven:* Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder, jf. lovbekendtgørelse nr. 1028 af 20/10 2008, som ændret ved lov nr. 1402 af 27/12 2008, lov nr. 514 af 12/6 2009, bekendt-



gørelse nr. 311 af 25/3 2010, lov nr. 484 af 11/5 2010, bekendtgørelse nr. 863 af 28/6 2010 og bekendtgørelse nr. 42 af 19/1 2011.

**Karakteriseringsbekendtgørelsen:** Bekendtgørelse nr. 1355 af 11/12 2006 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer, som ændret ved bekendtgørelse nr. 1026 af 25/8 2010 og bekendtgørelse nr. 45 af 19/1 2011.

**Miljømålsbekendtgørelsen:** Bekendtgørelse nr. 1433 af 6/12 2009 om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand, som ændret ved bekendtgørelse nr. 44 af 22/1 2011.

**Overvågningsbekendtgørelsen:** Bekendtgørelse nr. 1434 af 6/12 2009 om overvågning af overfladevand, grundvand, beskyttede områder og om naturovervågning i internationale naturbeskyttelsesområder m.v., som ændret ved bekendtgørelse nr. 1027 af 25/8 2010, bekendtgørelse nr. 37 af 22/1 2011 og bekendtgørelse nr. 41 af 22/1 2011.

**Vandplanbekendtgørelsen:** Bekendtgørelse nr. 863 af 28/6 2010 om ændring af bilag 2 til miljømålsloven om indholdet af vandplanen og om indholdet af indsatsprogrammet m.v., som ændret ved bekendtgørelse nr. 42 af 22/1 2011.

**Bekendtgørelsen om økonomisk analyse:** Bekendtgørelse nr. 39 af 19/1 2011 om udarbejdelse af økonomisk analyse til brug for vandplaner.

**Bekendtgørelsen om miljøkvalitetskrav:** Bekendtgørelse nr. 1022 af 25/8 2010 om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet.

## Noter

- 1) Miljøministeriet, By- og Landskabsstyrelsen: Fastlæggelse af referenceforhold og miljømål samt beregning af indsatsbehov for de marine områder. MPU Alm. del Bilag 15 (2010).
- 2) Jacob Carstensen og Dorte Krause-Jensen: Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande, Faglig rapport fra DMU nr. 256 (2009). Se kritik heraf i Flemming Møhlenberg og Anne Middelboe: Analyse af ålegræsværktøjets anvendelighed til fastsættelse af miljømålsætning for kystvande og kvælstof-reduktionskrav (2010). Hertil Stig Markager m.fl.: Effekter af øgede kvælstoftilførsler på miljøet i danske fjorde, Faglig rapport fra DMU nr. 787 (2010).
- 3) Se hertil også Jacob Carstensen: Værktøjer til at fastsætte reduktionsmål for fjorde, Bilag til Plantekongres 2011, (2011).
- 4) Ibid note 1.
- 5) Ibid note 1.
- 6) Ibid note 1.
- 7) Værktøjernes anvendelse er detaljeret beskrevet i Danmarks Miljøundersøgelser: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling (2004).
- 8) Aftale af 2/4 2004 om Vandmiljøplan III 2005-2015 mellem regeringen, Dansk Folkeparti og Kristendemokraterne. Efterfølgende udmøntet ved en række lovændringer og initiativer.
- 9) Aftale af 22/1 2008 mellem regeringen (Venstre og Det Konservative Folkeparti), Socialdemokraterne, Dansk Folkeparti, Socialistisk Folkeparti, Det Radikale Venstre og Ny Alliance om den danske energipolitik i årene 2008-2011.
- 10) Danmarks Miljøundersøgelser: Udredning for Udvalget vedr. "Langsigtet indsats for bedre vandmiljø": Baseline 2015 (2006).
- 11) Ibid note 1.
- 12) Spørgsmålet er indgående behandlet i Trine Balskilde Stoltenborg: Betydningen af habitatdirektivets art. 6, stk. 3, på husdyrbrugområdet, ph.d.-afhandling Juridisk Institut Århus Universitet (2011).
- 13) Peter Mortensen: Responsum. Implementering af vandplaner. Er vandplaner og virkemidler ekspropriation i forhold til Grundlovens § 73? (2010).

# Den danske vandplanlægning

– Vandplaner og miljømål

Af Lasse Baaner, ph.d.-stipendiat. Fødevareøkonomisk Institut, Københavns Universitet

**Vandrammedirektivets miljømål er omdrejningspunktet for den nye danske vandplanlægning. Den retlige status af miljømålene er imidlertid uafklaret. Det er også usikkert, hvilket bindende indhold miljømålsbestemmelserne i miljømålsloven skal tillægges. Den konkrete fastsættelse af miljømål i vandplanerne lever ikke op til direktivets bestemmelser, idet det ikke altid er muligt at identificere det miljømål, der er fastsat for de enkelte vandforekomster, og den retlige subsumption under direktivets undtagelsesbestemmelser er både usikker og mangelfuld. Samlet set efterlader det indtryk af en vandplanproces, der ikke har haft det fornødne fokus på det retlige grundlag.**

## 1. Indledning

Vandplaner og miljømål har været omdrejningspunktet for den danske vandforvaltning og vandmiljøpolitik de sidste 4-5 år. Arbejdet med de danske vandplaner har angiveligt været omfattende og krævet mange ressourcer. Fastsættelsen af miljømål for de individuelle vandforekomster har været et politisk varmt emne, og de store aktører på vandmiljøområdet – kommunerne, landbruget, de grønne organisationer og vandværkerne, – har engageret sig i både de tekniske, politiske og juridiske spørgsmål. Politiske tovtrækkerier har medført en overskridelse af vandrammedirektivets frist for vedtagelse af vandplaner med to år. Nu er vandplanerne med de indeholdte miljømål imidlertid endelig vedtaget, men flere af direktivets andre krav er endnu ikke opfyldt.

Denne artikel ser på reguleringskæden fra vandrammedirektivets miljømål gennem den danske implementeringslovgivning, og ned til den konkrete anvendelse af bestemmelserne i de danske vandplaner. Der er tale om en juridisk udredning af lovgivningen samt en analyse af retsanvendelsen, som den konkret kommer til udtryk i vandplanlægningen. De forskningsspørgsmål, der ligger til grund for artiklen, kan kort beskrives således: Er direktivets bestemmelser vedrørende miljømål fornødent implementeret i den danske lovgivning, og lever miljømålsfastsættelsen i vandplanerne op til direktivets bestemmelser? Som en forudsætning for besvarelsen af spørgsmålene er der redegjort mere systematisk for miljømålenes retlige status og retlige struktur.

1. Europaparlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger, EFT L 327/2000, s. 1-73.

Miljømålene for vand tager sit afsæt i vandrammedirektivets artikel 4 og bilag V.<sup>2</sup> Rammedirektivet for vand er fra år 2000 og reformerede Europas vandforvaltning. Ud over bestemmelserne om miljømål, så er nogle af de centrale elementer i direktivet etablering af en vandområde-baseret og integreret vandforvaltning med inddragelse af offentligheden og centrale aktører i planlægningen af både den aktive og reaktive forvaltningsindsats. Bestemmelserne om miljømål tager sigte på at beskytte og forbedre vandkvaliteten for derigennem at beskytte vandøkosystemer, vådområder og terrestriske økosystemer, der er direkte afhængige af vand, jf. betragtning 19 og 23 i direktivets præambel.

Den danske implementering af direktivets bestemmelser om miljømål findes primært i miljømålslovens kapitel 6 og i miljømålsbekendtgørelsen. Ud over bestemmelserne om miljømål udgør miljømålsloven den retlige ramme for planlægningen af de initiativer, der skal iværksættes for at nå miljømålene, dvs. vandplanerne og de tilknyttede indsatsprogrammer. Derudover sætter miljømålsloven rammen for miljøministerets overvågning af vandforekomsternes kvalitet.<sup>3</sup>

## 2. Den retlige status af vandrammedirektivets miljømål

Den retlige status af vandrammedirektivets og miljømålslovens miljømål er endnu uafklaret både på europæisk og dansk niveau. Der er ingen tvivl om, at vandrammedirektivets miljømål kan beskrives som bindende for medlemsstaterne i den forstand, at de skal implementeres via bindende national lovgivning.<sup>4</sup> Det er imidlertid mere åbent, hvilket bindende indhold miljømålene i sig selv skal tillægges i de nationale lovgivninger.<sup>5</sup>

2. Direktivet er introduceret af flere forfattere. På engelsk kan henvises til D.J.E. Grimeaud, »Reforming EU Water Law: Towards Sustainability? (part 1)«, *EELR* 10:2 (2001), s. 41-51 (part 2), *EELR* 10:3 (2001), s. 88-97 og (part 3)«, *EELR* 10:4 (2001), s. 125-135. På dansk kan henvises til H.T. Anker, »Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer«, i E.M. Basse (ed), *Miljøretten 3: Affald, jord, vand og råstoffer*, 2. udg. (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), s. 417-556.

3. Jf. bekendtgørelse nr. 1433 af 06/12 2009 om fastsættelse af miljømål for vandløb, søer, kystvande, overgangsvande og grundvand.

4. Se også H. Unnerstall og W. Köck, »The Implementation of the EU Water Framework Directive into Federal and Regional Law in Germany«, *JEEPL* 1 (2004), s. 210.

5. Se også L. Gipperth og M. Ekelund-Entson, *Mot samma mål? – implementeringen av EU:s ram-direktiv för vatten i Skandinavien*,

Der er grundlæggende to muligheder: Miljømålene kan ses som alene bindende for udarbejdelsen og udmøntningen af indsatsprogrammet i henhold til artikel 11, eller de kan ses som bindende i sig selv for medlemsstaternes administration og forvaltning.

Det første synspunkt lægger vægt på formulering i direktivets artikel 4, stk. 1 om, at bestemmelserne om miljømål skal iagttages ved udarbejdelsen af indsatsprogrammet i henhold til artikel 11. Her bliver indsatsprogrammet omdrejningspunktet for vurderingen af, om medlemsstaterne lever op til miljømålsforpligtelsen.<sup>6</sup>

Det andet synspunkt lægger vægt på, at direktivets bestemmelser om miljømål formulerer nogle umiddelbare pligter, som medlemsstaterne skal iagttage i deres forvaltning af vandressourcer og vandmiljø. Her får miljømålene altså en selvstændig betydning for forvaltningen af vandressourcerne i lighed med bevaringsmålsætningerne for Natura 2000 områder og andre miljøkvalitetskrav.<sup>7</sup> Her bliver miljømålet i sig selv omdrejningspunktet for myndighedernes forvaltning, i lighed med udpegningsgrundlaget og bevaringsmålsætningen for Natura 2000-områder.<sup>8</sup>

Dertil kommer om usikkerhederne med hensyn til, om miljømålene, når de er fastlagt for de individuelle vandforekomster, skal ses som »an obligation of best effort« eller »an obligation of result«.<sup>9</sup> De klare tidsfrister og velbeskrevne undtagelsesbestemmelser taler afgørende for, at miljømålene må anses som en resultatforpligtelse, mens formuleringen i de forskellige sprogversioner af direktivet taler for, at der kun er tale om en slags handleforpligtel-

se.<sup>10</sup> Det er et spørgsmål, som har fået en del opmærksomhed, og som jeg ikke vil forfølge nærmere her. En egentlig afklaring vil først ske i en sag ved EU-Domstolen.

I Danmark er direktivets bestemmelser om miljømål implementeret ved miljømålslovens kap. 6. Den danske model for implementeringen er præget af, vandplanerne er tillagt en retsvirkning. Miljømålslovens § 10 vedrørende miljømål gælder kun for vandplanmyndighedens udarbejdelse af vandplaner. Ved udarbejdelsen af vandplaner skal der for hver vandforekomst fastsættes et konkret miljømål i overensstemmelse med lovens bestemmelser. Lovens bestemmelser om miljømål er altså kun bindende for den vandplanlæggende myndigheds udarbejdelse af vandplaner, mens de konkrete fastlagte miljømål for de enkelte vandforekomster, er »bindende« for alle myndigheder i kraft af vandplanens bindende retsvirkning, jf. lovens § 3, stk. 2.

I forarbejderne til miljømålslovens § 3, stk. 2, er det tydeligt angivet, at det ved meddelelse af f.eks. en udledningstilladelse skal sikres, at den ikke gives til en udledning, som vil være uforenelige med opnåelse af de fastsatte miljømål, eller som i øvrigt er i strid med retningslinjerne i indsatsprogrammet.<sup>11</sup> I forarbejderne bruges formuleringen »retningslinjer i indsatsprogrammet«, men i de vedtagne vandplaner, er miljømål, retningslinjer og indsatsprogram tre adskilte dele. I forhold til de vedtagne vandplaner må en udledningstilladelse altså hverken være uforenelig med opnåelse af miljømålet for den vandforekomst, der udledes til, være i strid med planens retningslinjer eller i strid med planens indsatsprogram.

Miljømålslovens § 3, stk. 2 fastlægger altså en bindende retsvirkning af miljømålene og vandplanerne på tværs af de forskellige myndighedsbeføjelser. Nogle efterfølgende tiltag har imidlertid skabt usikkerhed om rækkevidden af denne retsvirkning. Det drejer sig dels om vedtagelsen af vandløbslovens § 70 a dels om Miljøministeriets udmeldinger vedrørende husdyrbruglovens administration. Til trods for vandplanerne og de kommunale handleplaners bindende retsvirkning, indsatte man nemlig i 2011 den tilsyneladende overflødige bestemmelse i vandløbslovens § 70 a, hvorefter kommunalbestyrelsen har pligt til at iværksætte de foranstaltninger, som fremgår af handleplanen til gennemførelse af vandplanen efter miljømålsloven.<sup>12</sup>

Miljøklagenævnet har siden 2009 i flere afgørelser af klagesager vedrørende miljøgodkendelse af husdyrbrug henvist til de miljømål, som er opstillet i forbindelse med

Juridiska institutionens skriftserie 6 (Handelshögskolan vid Göteborgs universitet 2010), s. 23-24.

6. Om kravene til indsatsprogrammet se L. Baaner, »The Programme of Measures of the Water Framework Directive More than just a Formal Compliance Tool«, *JEEPL* 8 (2011), s. 82-100.
7. Jf. f.eks. C. Hatton *et al.* »Prevention of water deterioration« duties. *European Community Water Framework Directive (2000/60/EC)*, Position paper (WWF – World Wildlife Foundation 2003), s. 13.
8. Der er en righoldig juridisk litteratur om forvaltningen af Natura 2000 områder, her skal blot nævnes European Commission, *Managing Natura 2000 sites: The provisions of article 6 of the »Habitats« directive 92/43/EEC*, (Office for Official Publications of the European Communities 2000).
9. Se for en sammenligning af forskellige medlemsstaters holdninger til dette spørgsmål A.M. Keessen *et al.* »European River Basin Districts: Are They Swimming in the Same Implementation Pool?«, *JEL* 22:2 (2010), s. 206. Se også M. H. E. M.W. van Rijswijk, »Interaction between European and Dutch Water Law«, in s. Reinhard and H. Folmer (eds), *Water policy in the Netherlands: integrated management in a densely populated delta* (Resources for the Future, 2009), s. 216; T. De Gier *et al.* »The Influence of Environmental Quality Standards and Safety Standards on Spatial Planning«, *JEEPL* 4 (2007), s. 26; H.T. Anker, »Ny lovgivning til gennemførelse af EU's vandrammedirektiv og EU's habitatdirektiv«, *TjL* 2005:2 (2005), s. 55; H. Blösch, »European Water Policy and the Water Framework Directive: an Overview«, *JEEPL* 1 (2004), s. 172; D. Grimeaud, »The EC Water Framework Directive – An Instrument for Integrating Water Policy«, *RECIEL* 13:1 (2004), s. 33; W. Howarth og D. McGilivray, *Water Pollution and Water Quality Law* (Shaw, 2001), s. 343.

10. Se for en detaljeret gennemgang af dette spørgsmål J.H. van Kempen, »Countering the Obscurity of Obligations in European Environmental Law, Illustrated by an Analysis of Article 4 of the European Water Framework Directive«, (forventet udgivet i *JEL*:3 (2012)).
11. Forslag til lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven). 2003/1 LSF 15, bemærkningerne til § 3, stk. 2.
12. Lov nr. 553 af 1. juni 2011 om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om planlægning, lov om vandløb og forskellige andre love (»Grøn Vækst«).

basisanalysen, og ser ud til at overføre tankesættet fra habitatdirektivets artikel 6, stk. 3, til vandrammedirektivets og miljømålslovens miljømål.<sup>13</sup> Der har dog været en vis tøven overfor at henvise til vandforekomsternes miljømål – formodentlig fordi vandplanerne ikke har været vedtaget. I 2011 har nævnet dog i forbindelse med påvirkningen af Ringkøbing Fjord lagt vægt på det forhold, at miljømålslovens miljømål »god tilstand« – bl.a. på grund af udvaskningen af kvælstof fra landbrug i oplandet – ikke var opfyldt. Nævnet udtalte generelt, at der ikke kunne godkendes husdyrproduktioner, der hindrede, at den samlede nitratudvaskning fra husdyrbrug i oplandet fortsat faldt, og miljømålene kunne opfyldes i overensstemmelse med direktiv-forpligtelserne.<sup>14</sup>

Efterfølgende er vandplanerne blevet vedtaget med udtrykkelige retningslinjer for miljøgodkendelse af husdyrbrug, der sammen med miljømålene for de enkelte vandforekomster udgør et kvalificeret administrationsgrundlag.<sup>15</sup> Miljøstyrelsen har imidlertid med et notat forsøgt at afvise denne funktion, dels med henvisning til, at vandplanerne alene forudsætter at reglerne for miljøgodkendelse af husdyrbrug er overholdt, dels med henvisning til, at en ændring af beskyttelsesniveauet i forbindelse med miljøgodkendelserne ikke indgår som element i den politiske aftale »Grøn Vækst«.<sup>16</sup>

Konklusionen er dermed stadig, at den retlige status af vandplanernes miljømål er uafklaret, ligesom det er usikkert, hvilket bindende indhold miljømålsbestemmelserne i miljømålsloven skal tillægges. Situationen er ikke enestående for Danmark, men velbeskrevet f.eks. for Nederlandene også.<sup>17</sup>

### 3. Tidspunktet for fastsættelsen af miljømål

Efter vandrammedirektivet sker fastsættelsen af miljømål for de konkrete vandforekomster tidligt i planlægningsprocessen. Det indgår nemlig som en nødvendig forudsætning for en del af de analyser og den risikovurdering, der skal laves i henhold til direktivets artikel bilag II. Disse analyser skulle afsluttes allerede 4 år efter direktivets ikrafttræden, dvs. de skulle være afsluttet i december 2004.<sup>18</sup>

Fastsættelsen af miljømål er efter direktivets ordlyd ikke snævert bundet til vandområdeplanen. Direktivets bilag VII, punkt 5 fastsætter dog, at vandområdeplanen i over-

ensstemmelse med planens informerende funktion, skal indeholde en liste over de miljømål, der er opstillet, ligesom den skal indeholde lister over beskyttede områder, overvågningsnet m.v.

Miljøstyrelsen fik imidlertid på et tidligt tidspunkt den opfattelse, at miljømålene skulle fastsættes i vandområdeplanerne som en integreret del af planerne.<sup>19</sup> Det skyldes formodentlig at man fortsatte i regionplanlægnings tankemæssige ramme. Denne opfattelse fik formentlig indflydelse på udformningen af miljømålsloven. Der er da også nogen støtte i direktivet for en sådan udlægning. Følger man ordlyden af artikel 4, så gælder miljømålene ved iværksættelsen af indsatsprogrammerne i henhold til direktivets artikel 11. Artikel 11, stk. 7 angiver, at indsatsprogrammerne skal iværksættes senest 12 år efter direktivets ikrafttrædelse, hvilket vil sige december 2012. Det, at de gælder ved iværksættelsen af indsatsprogrammerne, betyder dog ikke nødvendigvis at de først gælder fra iværksættelsen af indsatsprogrammerne. Det lader da også til, at der hersker forskellige opfattelser af, hvornår miljømålene som sådan er gældende, i de forskellige medlemslande.<sup>20</sup>

Den danske anvendelse af miljømål tager her afsæt i miljømålslovens kapitel 6. Miljømålslovens bestemmelserne om miljømål gælder, jf. lovens § 10, for vandplanmyndighedens udarbejdelse af vandplaner. Ved udarbejdelsen af vandplaner skal der efter lovens § 10 fastsættes et konkret miljømål for hver vandforekomst i overensstemmelse med lovens bestemmelser. Fastlæggelsen af konkrete miljømål for individuelle vandforekomster i Danmark har altså fulgt processen i forbindelse med udarbejdelse af vandplanerne for hovedvandoplandene, og vandforekomsternes miljømål har været uafklarede lige op til den meget forsinkede vedtagelse af planerne.

Det har haft den betydning for vandmiljøet, at det dels har været uklart, hvilken aktiv indsats der skulle iværksættes i forhold til de individuelle vandforekomster, dels har været svært at opnå en tilstrækkelig reaktiv eller passiv beskyttelse i forbindelse med afgørelse af sager efter lovgivningen. Miljømålene for de enkelte vandforekomster har ikke har været kendt og har ikke kunnet bruges i myndighedernes administration i deres første 6-årige periode. Natur- og Miljøklagenævnet har ganske vist fra 2009 henvist til miljømålene i deres afgørelser, men dog tøvet med at tillægge dem selvstændig betydning.

### 4. Strukturen i vandrammedirektivets miljømål

Fastsættelsen af miljømål efter vandrammedirektivet er en proces, der minder meget om traditionel retlig subsumption under et regelsæt, der i et vist omfang giver medlemsstaterne mulighed for at foretage et skøn. Spørgsmålet om medlemsstaternes frihedsgrader i dette skøn, vil

13. H.T. Anker, »Miljøklagenævnets praksis efter lov om miljøgodkendelse af husdyrbrug«, *MAD* (2009), s. 4.
14. Miljøklagenævnets afgørelse af 21. marts 2011. NMK-131-00011. MAD 2011.755MKN.
15. Se f.eks. Naturstyrelsen, *Vandplan – Hovedvandopland Odense Fjord*, (Naturstyrelsen 2011), s. 54.
16. Miljøstyrelsen, *Vandplaners betydning for husdyrgodkendelser*, NOTAT (2011).
17. T. De Gier *et al.*, »The Influence of Environmental Quality Standards and Safety Standards on Spatial Planning«, s. 23-36.
18. Peter Pagh kommer dog til på baggrund af direktivets overvågningsforpligtelser frem til, at miljømålene formodentlig skal være fastsat senest december 2006. P. Pagh, *Responsum om det retlige grundlag for recipientmålregulering af vandløb*, (Dansk Landbrug 2005), s. 51.

19. Miljøstyrelsen, »Redegørelse om Vandrammedirektivet«, (2001).
20. Y. Uitenboogaart *et al.* *Dealing With Complexity and Policy Discretion. A Comparison of the Implementation Process of the European Water Framework Directive in Five Member States* (Sdu Uitgevers, 2009), s. 211-212.



ikke bliver nærmere behandlet, men direktivets bestemmelser om fastsættelse af miljømål for konkrete individuelle vandforekomster vil jeg gennemgå i det følgende.

Miljømålene ansues efter min mening analytisk bedst, som sammensat af et miljøelement og et tidselement. Et miljømål er altså et krav om en bestemt miljøtilstand på et bestemt tidspunkt. Ansues miljømålene på den måde, kan man altså ikke tale om, at et vandløbs miljømål skal være opfyldt i 2015, men om at miljømålet for vandløbet eksempelvis er, at det skal have en god tilstand i 2015.

#### 4.1. Det miljømæssige element

For overfladevands vedkommende består det miljømæssige element i vandrammedirektivets miljømål af et økologisk og et kemisk delelement, jf. direktivets artikel 2, nr. 17 og 18.

Det økologiske element ansættes ud fra klassificeringssystemer udviklet af medlemsstaterne i henhold til direktivets bilag V, jf. artikel 2, nr. 21. Klassificeringssystemerne efter vandrammedirektivet skal bruges til at placere medlemsstaternes vandforekomster i direktivets fem tilstandsklasser: høj, god, moderat, ringe og dårlig, jf. direktivets bilag V, pkt. 1.4. Der er to centrale processer i den forbindelse. Det første er kalibreringen af systemerne i forhold til vandrammedirektivets fem tilstandsklasser indbyrdes, dvs. den relative fastlæggelse af klasserne. Det andet er kalibreringen af systemerne i forhold til det biologiske system, dvs. den absolutte fastlæggelse af klasserne.<sup>21</sup>

Fastlæggelsen af, hvilket miljømæssigt indhold i et økosystem der svarer til høj status sker ud fra direktivets krav i bilag V, pkt. 1.2 om, at økosystemer med høj status er økosystemer, der ikke udviser forandringer som følge af menneskeskabt aktivitet eller påvirkning. Den relative kalibrering af tilstandsklasserne er principielt også sket med udgangspunkt i vandrammedirektivets bilag V, i den proces, der kaldes interkalibreringen, jf. også Kom. 2008/915/EF. Kernen i begrebet »god tilstand« er, at de biologiske parametre, som vandøkosystemerne klassificeres efter, kun må være »svagt ændrede« som følge af menneskelige aktiviteter, og at de kun må afvige lidt fra, hvad der normalt gælder for typen af overfladevand under uberørte forhold.<sup>22</sup> Det er fastlæggelsen af grænsen mellem god og moderat tilstand, som har været mest omdiskuteret, idet det er kravet om god tilstand, som skal være opfyldt i 2015.

Det kemiske delelement for overfladevand bedømmes, jf. art. 2, nr. 24 efter tre forhold: 1) Om koncentrationen af kemiske stoffer tillader, at miljømålene kan opfyldes, jf. art 4, stk. 1, litra a(ii), 2) Om koncentrationerne ikke over-

stiger de krav der er fastsat i henhold til bilag IX og 3) Om koncentrationerne ikke overstiger de krav, der er fastsat i medfør af art 16, stk. 7. Henvisningen til art. 4, stk. 1 er en form for cirkelslutning, der ikke tilføjer noget nyt i bedømmelsen. Bilag IX henviser til de »grænseværdier« og »kvalitetsmål«, der er fastlagt i en række andre direktiver. Artikel 16, stk. 7 fastlægger, at Kommissionen forelægger et forslag til kvalitetskrav for koncentrationerne af de prioriterede stoffer i overfladevand, sedimenter eller biota. Det er gjort med direktiv 2008/105 samt ændringsforslaget i kom 2011/876, og har tilført vandrammedirektivet et bilag XI, med miljøfarlige stoffer.

Vender vi os mod grundvandet, så består det miljømæssige element i vandrammedirektivets miljømål af et kemisk og et kvantitativt delelement, jf. direktivets artikel 2, nr. 19.

For at opnå god kemisk tilstand skal en grundvandsforekomst opfylde betingelserne i tabel 2.3.2 i bilag V, jf. artikel 2, nr. 25. Den kemiske tilstand er ifølge artikel 2 nr. 25 defineret i tabel 2.3.2 i direktivets bilag V. I denne tabel henvises bl.a. til de kvalitetskrav, der gælder i henhold til anden relevant fællesskabslovgivning fastsat i overensstemmelse med vandrammedirektivets artikel 17. Kvalitetskravene til grundvand er herefter i henhold til vandrammedirektivets artikel 17, fastlagt i grundvandsdirektivet.<sup>23</sup>

Grundvandsdirektivets artikel 3, stk. 1, litra a fastsætter med henvisning til direktivets bilag I generelt 50 mg nitrat per liter som kvalitetskrav for grundvand. Tilsvarende fastsættes kvalitetskravet for pesticider til 1 mikrogram per liter for et enkelt stof og 5 mikrogram for samtlige detekterede stoffer. Derudover skal medlemsstaterne fastsætte såkaldte tærskelværdier for god tilstand for andre stoffer, der kan have betydning for en god kemisk tilstand i grundvandet. Vandplanerne etablerer også disse værdier, kaldet tærskelværdier, som grænsen mellem god og ringe tilstand for grundvandsforekomster, jf. også grundvandsdirektivets artikel 1, nr. 2 og artikel 3. Bestemmelserne om fastsættelse af tærskelværdier er implementeret i miljømålsbekendtgørelsen, jf. bekendtgørelse nr. 1433 af 6. december 2009, § 10.

Vandrammedirektivets artikel 4, stk. 1, litra b(iii) forpligter endvidere medlemsstaterne til at iværksætte de nødvendige foranstaltninger for at vende enhver væsentlig og vedvarende opadgående tendens i koncentrationen af et hvilket som helst forurenende stof hidrørende fra menneskelig aktivitet.<sup>24</sup>

En grundvandsforekomst kvantitative tilstand udtrykker i hvor høj grad den er berørt af direkte og indirekte

21. Se en beskrivelse af de to processer for udvikling af klassificeringssystemet for kystvande i L. Baaner og T. B. Stoltenborg, »Ålegræs på dybt vand?: et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne«, *TfM* 2011:2 (2011), s. 54-33.
22. Se for en kritisk analyse heraf H. Josefsson og L. Baaner, »The Water Framework Directive – A Directive for the Twenty-First Century?«, *JEL* 23:3 (2011), s. 463-486.

23. Europa-parlamentets og Rådets direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse, EUT L 372/2006 s. 19-32. Det nye grundvandsdirektiv afløser det gamle grundvandsdirektiv 80/68/EØF af 17. december 1979 om beskyttelse af grundvand mod forurening forårsaget af visse farlige stoffer, EFT L 20/1980 s. 43, der ophæves endeligt d. 22. december 2013.
24. Se nærmere herom i H. T. Anker og L. Baaner, »Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse«, (*TfL* under udgivelse (2012)).

vandindvinding, jf. artikel 2, nr. 26. God kvantitativ tilstand er den tilstand, der er defineret i tabel 2.1.2 i bilag V, jf. artikel 2, nr. 26.

De forskellige tilstandsklasser for grundvand og overfladevand er fastlagt i miljømålsbekendtgørelsen med hjemmel i miljømålslovens § 21. Bekendtgørelsen implementerer vandrammedirektivets bestemmelser om miljømål og opererer for overfladevand med 5 tilstandsklasser fra dårlig til høj og for grundvand med klasserne god og ringe. Miljømålsbekendtgørelsens bestemmelser om tilstandsklasser er ligesom direktivets bestemmelser i Bilag V ganske vanskelige at overskue.

#### 4.2. Særligt om miljømålet for beskyttede områder

Endelig indeholder vandrammedirektivet bestemmelser om miljømål for beskyttede områder. De miljømæssige krav til beskyttede områder følger af de EU-retsakter, som områderne er udpeget i henhold til. Hvis mere end ét af målene på den måde gælder for en given forekomst af vand, anvendes det strengeste, jf. direktivets artikel 4, stk. 2. Beskyttelsesinteresserne er ikke nødvendigvis de samme i de pågældende direktiver som i vandrammedirektivet,<sup>25</sup> hvilket i flere lande har ført til en diskussion af, hvad der skal anses som »strengest« i relation til vandforekomster i forbindelse med beskyttede områder.<sup>26</sup>

Det kan diskuteres, hvad der præcist skal betragtes som miljømålet for de forskellige typer beskyttede områder. For Natura 2000 områders vedkommende er miljømålet bevaringsmålsætningen, for badevandsområderne er det badevandskvalitetskravene efter badevandsdirektivets<sup>27</sup> artikel 3. For fiske- og skaldyrvandsområder<sup>28</sup> er det parametrene efter disse direktivers artikel 2 og 3.

For drikkevandsområders vedkommende er det kravene i vandrammedirektivets artikel 7. Det forhold, at størstedelen af de terrænnære grundvandsforekomster også er beskyttede drikkevandsforekomster, kan dermed vise sig at blive en udfordring for den danske drikkevandsforsyning. Vælger man en fortolkning af artikel 7, hvorefter forpligtelsen ifølge direktivet til at beskytte

drikkevandsforekomster ligesom miljømålet retter sig mod vandforekomsten, så medfører det en forpligtelse til at sikre, at vandet i vandforekomsten efter den anvendte vandbehandlingsordning opfylder kravene i drikkevandsdirektivet.<sup>29</sup>

I Danmark håndteres nitratforurening af vandindvindinger normalt ved, at der gives påbud om lukning af indvindingen, og for husstandsindvindingers vedkommende påbud om tilslutning til almen vandforsyning. Avanceret vandbehandling til f.eks. fjernelse af nitrat tillades normalt ikke. Med afsæt i artikel 7 kan man argumentere for, at myndighederne nu er forpligtet, at sikre, at de vandforekomster, fra hvilke der indvindes vand, enten får en kvalitet, så det kan drikkes, eller alternativt behandles, så det får en tilfredsstillende drikkevandskvalitet. Man kan altså argumentere for, at myndighedernes forpligtelse til at sikre rent drikkevand i hannerne ikke længere kan opfyldes ved at lukke drikkevandsindvindinger, men først og fremmest må opfyldes ved at forbedre tilstanden af vandforekomsterne og alternativt ved at tillade den nødvendige rensning.<sup>30</sup>

Hvad angår følsomme områder efter spildevandsdirektivet<sup>31</sup> er det formodentlig kravene efter dette direktivs artikel 4, og for nitratfølsomme områder er det formodentligt målet i nitratdirektivets<sup>32</sup> artikel 1 om at nedbringe og forebygge vandforurening fra landbrugets nitratanvendelse.

#### 4.3. Det tidsmæssige element

Også tidselementet i miljømålene for vandforekomster, giver anledning til tvivl. Den miljømæssige status skal efter artikel 4 som udgangspunkt være opfyldt 15 år efter direktivets ikrafttræden – dvs. 22. december 2015. Dette tidspunkt kan, som der redegøres for senere, udskydes ved anvendelsen af direktivets undtagelser.

Særligt i forhold til det, der kaldes »ikke-forringelsesforpligtelsen« i artikel 4, stk. 1, litra a(i) er der dog rejst en vis tvivl. Her er der flere muligheder. Den ene og mest naturlige fortolkning er, at ikke-forringelsesforpligtelsen, træ-

25. Se UKTAG, *Guidance on the objectives and standards for Protected Areas*, Working Paper 4a (UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive 2007) for en god kortfattet oversigt over de enkelte områders beskyttelseskrav. UKTAG et partnerskab af britiske myndigheder oprettet for at give koordineret rådgivning vedrørende vandrammedirektivet og har udgivet en række efter min vurdering gode guidances.

26. D. Withrington, »Water Framework Directive (2000/60/EC): interpreting the provisions applying to protected areas for habitats and species directly depending on water«, *Journal of Water Law* 16:6 (2010), s. 199; W. Howarth og D. McGillivray, *Water pollution and water quality law*, s. 351.

27. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2006/7/EF af 15. februar 2006 om forvaltning af badevandskvalitet og om ophævelse af direktiv 76/160/EØF, EUT L 64/2006, s. 37-51.

28. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2006/44/EF af 6. september 2006 om kvaliteten af ferskvand, der kræver beskyttelse eller forbedring for at være egnet til, at fisk kan leve deri, EFT L 264/2006, s. 20-31 og Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2006/113/EF af 12. december 2006 om kvalitetskrav til skaldyrvande, EUT L 376/2006, s. 14.

29. Rådets direktiv 98/83/EF af 3. november 1998 om kvaliteten af drikkevand EUT L 330/1998, s. 32-54.

30. Se f.eks. også CIS Working Group on Groundwater, *Guidance on Groundwater in Drinking Water Protected Areas*, CIS Guidance Document 16 (Office for Official Publications of the European Communities 2012), der fremfører det synspunkt, at lukning af vandindvindinger på grund af menneskeskabt forurening i sig selv bør betragtes som en indikator for, at målene i artikel 7(3) ikke er opfyldt. Samme synspunkt i UKTAG, *Assessing the achievement of Drinking Water Protected Area objectives*, UKTAG Guidance Paper (2009). Howarth og McGillivray omtaler drikkevandsområderne i W. Howarth og D. McGillivray, *Water pollution and water quality law*, men kommer i øvrigt ikke ind på spørgsmålet.

31. Rådets direktiv 91/271/EØF af 21. maj 1991 om rensning af byspildevand, EFT L 135/1991, s. 40.

32. Rådets direktiv 91/676/EØF af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget, EFT L 375, s. 1-8.

der i kraft allerede ved direktivets ikrafttræden i 2000.<sup>33</sup> Den anden er, at den træder i kraft ved fastsættelsen af status og miljømål for de individuelle vandforekomster senest i 2004. Den sidste er, at den træder i kraft ved fristen for indsatsprogrammernes iværksættelse i 2012, jf. argumentationen ovenfor. EU-Domstolen har imidlertid i C-129/96 fastslået, at selv inden et direktiv er trådt i kraft, har medlemsstaterne en forpligtelse til at afstå fra handlinger, der kan forhindre opfyldelsen af direktivets forpligtelser.<sup>34</sup> Det samme må formodentlig gælde, når et direktiv er i kraft, men inden direktivets forpligtelser indtræder.<sup>35</sup>

#### 4.4. Miljømålslovens miljømål

Miljømålslovens generelle miljømål tager med § 11 udgangspunkt i, at menneskeskabt forringelse af tilstanden af alle overfladevandområder og alle grundvandsforekomster skal forebygges. Forpligtelsen efter miljømålslovens § 11, stk. 1 betyder, at en vandforekomst ikke som følge af aktiviteter eller projekter må falde til en tilstandsklasse, der er ringere end den klasse, som vandforekomsten har. Bestemmelsen implementerer føromtalt artikel 4, stk. 1, litra a(i) og dele af litra b(i).

Af miljømålslovens § 11, stk. 2 fremgår desuden, at »ved enhver midlertidig forringelse af vandforekomstens tilstand, som skyldes omstændigheder af naturlig art eller omstændigheder som følge af ulykke, skal yderligere forringelse af tilstanden forebygges, og den oprindelige tilstand skal så vidt muligt genetableres«. Bestemmelsen implementerer direktivets artikel 4, stk. 6, litra a.

Dette suppleres af bestemmelsen i § 11, stk. 3, hvorefter der ikke må ske en øget direkte eller indirekte forurening af overfladevand, medmindre foranstaltninger til gennemførelse af dette vil medføre en øget forurening af miljøet som helhed. Bestemmelsen i stk. 3 er en implementering af vandrammedirektivets artikel 11, stk. 6, der er møntet på de indsatser, der fastsættes i direktivets indsatsprogram.

Miljømålsloven forpligter imidlertid også myndighederne til at foranstalte, at vandforekomsterne opnår en bestemt tilstand på et bestemt tidspunkt. Det følger af lovens § 12, stk. 1, hvorefter det generelle miljømål for såvel overfladevand som grundvand er »god tilstand« i 2015. § 12, stk. 2 implementerer herefter direktivets definition af

god tilstand for overfladevand i artikel 2, nr. 18 og grundvand i artikel 2, nr. 19.

Miljømålslovens § 13 angår drikkevandsforekomster og implementerer direktivets artikel 7, stk. 2 og 3, mens miljømålslovens § 14 implementerer direktivets artikel 4, stk. 1, litra c for skaldyrsvandes vedkommende. Miljømålslovens § 15, 16, 17 og 19 angår det, der kan kaldes alternative miljømål, og som behandles nedenfor, mens § 18 angår strengere miljømål end det, der svarer til god tilstand i 2015.

Endelig implementerer miljømålslovens § 20 direktivets bestemmelse i artikel 4, stk. 2 om, at hvis der gælder flere mål for en given forekomst af vand, så skal det strengeste anvendes.

Selv om der er tale om en direktivnær implementering, så er det vanskeligt at overskue implementeringen af direktivets artikel 4 om miljømål i miljømålsloven, og man må forvente, at direktivets bestemmelser i vidt omfang vil blive anvendt parallelt, når den danske vandplanlægning og vandforvaltning skal vurderes. Som de følgende analyser vil vise, er der imidlertid kun få mangler i implementeringen af direktivet i den danske lovgivning.

Den væsentligste mangel er implementering af den 15-årige tidsfrist for at opnå miljømålet for beskyttede områder. Fristen er kun implementeret for så vidt angår skaldyrvande, jf. miljømålslovens § 14. Der er ingen formelle frister i lovgivningen vedrørende de andre typer beskyttede områder. Særligt for de Natura 2000-områder, hvor vandets tilstand er vigtig for bevaringsmålsætningen, kunne en formel implementering af direktivets 15-årige frist have understøttet den nødvendige Natura 2000-planlægning.

#### 4.5. Vandplanernes miljømål

Miljømål for konkrete vandforekomster fastsættes i Danmark i vandplanerne, jf. miljømålslovens § 10. Miljømålene er både behandlet i vandplanens plandel og i vandplanens redegørelsesdel.

Ser vi på vandplanernes plandel vedrørende miljømål, så indeholder den en aldeles omfangsrig generel beskrivelse af det retlige og faktiske (naturfaglige) grundlag for fastsættelsen af konkrete miljømål for individuelle vandforekomster. De 23 vandplaners beskrivelser af miljømål er i udgangspunktet ens, med de nødvendige individuelle tilpasninger m.h.t. antallet af vandforekomster, deres navne, størrelser, m.v. Til trods for, at plandelen skulle angive de fastsatte miljømål for de konkrete vandforekomster, så bruges hovedparten af vandplanernes plandel vedrørende miljømål overraskende nok på at gengive regelsæt, retningslinjer og faktuelle forhold, der ikke er et resultat af hverken planlægning eller retsanvendelse.

For vandløbs vedkommende angives de konkrete miljømål for de individuelle vandforekomster slet ikke. Her henvises til ministeriets WebGIS, hvor de enkelte vandløbsstrækninger er markeret med en signatur, svarende til deres »miljømål«, uden at det dog er umiddelbart muligt at identificere de individuelle vandforekomster og deres miljømål. For grundvandsforekomsternes vedkommende

33. Det synspunkt føres frem i f.eks. s. Scheur, »Water«, ins. Scheur (ed), *EU Environmental Policy Handbook. A Critical Analysis of EU Environmental Legislation* (European Environmental Bureau, 2005), s. 141; C. Hatton et al., »Prevention of water deterioration« duties. *European Community Water Framework Directive (2000/60/EC)*; A. Barreira, »The Water Framework Directive and Its Non-Deterioration Clause: Practical Implications for the Spanish Hydrological Plan«, *elni Review* 2003:1 (2003), s. 37.
34. C-129/96, betragtning nr. 50 samt C117/03 vedrørende en situation, hvor en udpegning af habitatområder endnu ikke er helt på plads.
35. Jf. også T. De Gier et al., »The Influence of Environmental Quality Standards and Safety Standards on Spatial Planning«, s. 26 med yderligere henvisninger til litteratur og retspraksis.

er der heller ikke angivet konkrete miljømål for de enkelte grundvandsforekomster. »Miljømålene for grundvand« udgøres også her af en omfangsrig generel redegørelse for, hvordan miljømål skal fastsættes. De helt basale informationer om miljømålene for de enkelte vandforekomster mangler altså i vidt omfang i de foreliggende vandplaner til trods for at miljømålsafsnittet i vandplanernes plandel udgør over 15 sider.

For de beskyttede områders vedkommende – ja så indeholder vandplanernes miljømålsdel faktisk slet ikke miljømålene for beskyttede områder som krævet i direktivets bilag VII, nr. 5 og miljømålslovens bilag 2, nr. 6. Det kan godt overraske, da det er et formelt krav til indholdet af planerne, som det er relativt let at opfylde.

For søer og vandløbs vedkommende sker der i vandplanerne for konkrete vandforekomsters vedkommende en bemærkelsesværdig »redefinition« af indholdet af det miljømæssige delelement. Reglernes kompleksitet og forbindelsen til de naturvidenskabelige tilstandsvurderingssystemer kræver, at man holder tungen lige i munden i det følgende.

Tager vi vandløb først, så angives tilstanden af vandløb ved DVFI, Dansk Vandløbsfaunaindeks. Det bygger på en skala fra 1 til 7, hvor den bedste miljømæssige kvalitet svarer til 7. Vandrammedirektivet bygger imidlertid på et tilstandsvurderingssystem med 5 klasser. Begge systemer fremgår af det tilknyttede WebGis. For vandløb med typologien »normal-type« efter vandrammedirektivets interkalibrerede typologi svarer både DVFI 5 og DVFI 6 til god tilstand. Typologi spørgsmålet er komplekst og tager afsæt i direktivets bilag II. Det går i korthed ud på at opdele forekomsterne af overfladevand i forskellige typer, inden for hvilke det samme referencestadie for høj status og det samme klassifikationssystem for fastlæggelsen af status kan anvendes.<sup>36</sup>

Vandplanerne angiver imidlertid, at for de vandløb, der aktuelt har DVFI 6, er »god tilstand« sat til denne faunaklasse, og ikke DVFI 5-6. Der er ikke tale om en typologisk baseret inddeling af de forskellige vandløb med dertil svarende forskellige miljømål, som det er muligt efter direktivet. Det, der er tale om, er, at den nationale biologiske specifikation af »god tilstand« anvendes forskelligt på to typologisk set ens vandløb. To typologisk ens vandløb får dermed forskelligt miljømål, og integrationen mellem vandrammedirektivets tilstands- og miljømålssystem og det danske vandløbsfaunaindex er ikke gennemført.

Det er ikke direktivstridigt, hvis et vandløb med typologien »normal-type« bevæger sig fra DVFI 6 til DVFI 5, men det vil stride mod vandplanernes bindende retsvirkning efter miljømålslovens § 3.

For søernes vedkommende har man måttet erkende de begrænsninger, der ligger i vandrammedirektivets anvendelse af »typologier«. Det er indholdet af planteplankton målt ved kloryfyl a i søen, der er det biologiske element i miljømålet for søer. Jo mere klorofyl a, jo ringere

tilstand. Den interkalibrerede typologi passer imidlertid ikke på de enkelte søer, idet den ikke tager højde for søernes naturlige variation i baggrundskoncentrationer af næringsstoffer.<sup>37</sup> Det har betydet, at både referenceforhold og grænserne mellem de økologiske tilstandsklasser er givet med intervaller.

Intervallerne betyder, at der er søer, der aktuelt har en bedre miljømæssig tilstand, end grænsen mellem god og moderat, men dog ikke en tilstand der svarer til høj. For disse søer sker der i vandplanerne også en individuel skærpelse af direktivets miljømål, idet klorofyl a-indholdet ved »god tilstand« sættes ud fra søens nuværende indhold af klorofyl a og ikke ud fra søens typologi og det interkalibrerede tilstandsvurderingssystem.

Denne særegne konstruktion for visse vandløb og søer er begrundet med, at »tilstanden ikke må forringes«.<sup>38</sup> Herved henvises formentlig til forpligtelsen i direktivets artikel 4, stk. 1, litra a(i). Direktivets artikel 4, stk. 1 (1) må imidlertid forstås således, at den beskytter vandforekomsterne mod en forringelse bedømt ud fra det tilstandsvurderingssystem, som direktivet etablerer.<sup>39</sup> Det vil sige, at artikel 4, stk. 1, litra a(i) angår forringelser, der kommer til udtryk som fald i direktivets tilstandsklasser, og ikke forringelse indenfor tilstandsklasserne. Det samme gælder miljømålslovens § 11, stk. 1, der implementerer direktivets ikke-forringelsesforpligtelse i forhold til miljømålsbekendtgørelsens tilstandsklasser, jf. også miljømålsbekendtgørelsens bilag 5, tabel 1.

Den yderligere beskyttelse af visse søer og vandløb, der herved etableres i medfør af vandplanerne i forhold til direktivets beskyttelse, er formodentligt tilsigtet. Det virker imidlertid ikke hensigtsmæssigt, at det sker ved at »redefinere« det biologiske krav til god tilstand for konkrete søer og vandløb, og for vandløbenes vedkommende medfører etablering af to parallelle systemer – direktivets tilstandsklasser og DVFI.

#### 4.6. Sammenfatning på implementering af vandrammedirektivets miljømål

Der er flere usikkerheder omkring det retlige indhold af vandrammedirektivets miljømål. Det er som beskrevet både tilfældet med hensyn til forpligtelsens rækkevidde og med hensyn til hvornår forpligtelsen indtrådte. I Danmark blev miljømålene først retligt bindende ved vandplanernes ikrafttræden og rækkevidde af miljømålenes og vandplanernes bindende retsvirkning er usikker. En del af usikkerheden skyldes usikkerheden vedrørende det direktivmæssige ophæng, men en del skyldes også, at det er uklart, hvilke dispositioner og beslutninger vandplanerne er bindende for, og at retningslinjernes funktion som tra-

36. Se H. Josefsson og L. Baaner, »The Water Framework Directive – A Directive for the Twenty-First Century?«, s. 463-486.

37. Dette gør sig også gældende i forhold til ålegræsudbredelsen i kystvande, jf. L. Baaner og T. B. Stoltenborg, »Ålegræs på dybt vand?: et biologisk og juridisk omdrejningspunkt for vandplanerne«, s. 54-33.

38. Naturstyrelsen, *Vandplan – Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 23

39. Se også: Scheur, *Water*, s.140.



ditionelt administrationsgrundlag er søgt tilsidesat af Miljøstyrelsen for husdyrbrugs vedkommende.

Ser vi på miljømålene, som de er fastsat for de individuelle vandforekomster i vandplanerne, så er der ved vandplanlægningen sket en skærpelse af det biologiske del-element i miljømålene for en række søer og vandløbs vedkommende. Det er uheldigt, fordi det er med til at underminere forståelsen af, hvad det miljømæssige indhold i vandrammedirektivets miljømål egentlig er. En forståelse, det såmænd er svært nok i forvejen at skabe.

## 5. Alternative miljømål – direktivets undtagelser

Vandrammedirektivet åbner mulighed for at fastsætte alternative miljømål til direktivets udgangspunkt om god tilstand i 2015. De alternative miljømål kan både indebære undtagelser m.h.t. til det biologiske, kemiske og kvantitative element såvel som undtagelser m.h.t. det tidsmæssige element.<sup>40</sup>

Medlemsstaternes brug af alternativer og undtagelser er underlagt EU-Domstolens prøvelse, og den præcise rækkevidde af undtagelserne vil først blive fastlagt i en sådan sag. Her har det betydning om de alternative miljømål beskrives som undtagelser eller alternativer, hvilket hænger sammen med, at undtagelsesbestemmelser skal fortolkes indskrænkende. Dette spørgsmål har også været diskuteret i regi af CIS. CIS-vejledningen om anvendelse af direktivets undtagelsesbestemmelser konkluderer, at kategoriseringen af vandforekomster som kunstige eller stærkt modificerede er alternativer, mens fastsættelsen af mindre strenge miljømål m.v. må betragtes som undtagelser.<sup>41</sup> Rationalet, som forekommer tvivlsomt, er, at de kunstige og stærkt modificerede vandforekomster konstituerer deres egen typologi, mens de forlængede tidsfrister eller slækkede miljømæssige krav er undtagelser med direkte forbindelse til de generelle typologier og miljømålet om god tilstand i 2015.

Imidlertid er det tidsmæssige og det miljømæssige element i miljømålet for både kunstige og stærkt modificerede vandforekomster direkte knyttet til miljømålet for de »almindelige« vandforekomster, så den mere principielle sondring på baggrund af artikel 4, afspejles ikke i direktivets bilag V, der fastlægger det nærmere miljømæssige indhold af direktivets miljømål. I det videre bruger jeg derfor ordet undtagelser, ud fra en formodning om, at de skal betragtes som undtagelser i EU-retlig forstand og at anvendelsesmulighederne derved skal fortolkes restriktivt.

I det følgende gives en struktureret oversigt over de forskellige undtagelser og deres implementering i miljømålsloven. For en mere detaljeret beskrivelse af de involverede kriterier kan henvis til de relaterede CIS Guidelines.<sup>42</sup>

## 6. Undtagelser m.h.t. miljømæssige krav

### 6.1. Karakterisering af vandforekomster som kunstige eller stærkt modificerede

Direktivet åbner også en anden mulighed for at medlemsstaterne kan gøre undtagelse til de miljømæssige krav for vandforekomster. Den består i at medlemsstaterne kan udpege vandforekomster som kunstige eller stærkt modificerede, jf. artikel 4, stk. 3. Det »kunstige« eller »stærkt modificerede« går på vandforekomstens fysiske forhold – det, der i direktivet kaldes vandområdets hydromorfologiske karakteristika. Udpegning af vandforekomster som kunstige ellersom stærkt modificerede gælder kun for en planperiode, jf. artikel 4, stk.5, litra d. Det betyder, at udpegningen skal genovervejes ved hver planrevision.

Udpegningen af vandforekomster som kunstige eller som stærkt modificerede kan ske for to typer vandforekomster:

- Vandforekomster, der er kunstigt frembragt.
- Vandforekomster, hvis fysiske forhold er menneskeskabt stærkt forandrede.

Det er dog en betingelse, at udpegningen af en vandforekomst som kunstig eller stærkt modificeret ikke vedvarende udelukker eller hindrer opfyldelse af miljømålet for andre vandforekomster inden for vanddistriktet, jf. artikel 4, stk. 8. Også her er den konkrete afgrænsning af vandforekomster altså afgørende.

De forhold, der kan begrunde en udpegning som kunstig eller stærkt modificeret, er følgende:

- For det første kan udpegningen benyttes, hvor en ændring af de fysiske forhold vil have betydelige negative indvirkninger på miljøet generelt, jf. artikel 4, stk. 4, litra a(i)
- For det andet kan udpegningen benyttes, hvor ændring af de fysiske forhold vil have betydelige negative indvirkninger på sejlads, herunder havnefaciliteter, eller rekreative aktiviteter, jf. artikel 4, stk. 4, litra a(ii)
- For det tredje kan udpegningen benyttes, hvor ændring af de fysiske forhold vil have betydelige negative indvirkninger på aktiviteter, der er årsag til oplagring af vand, herunder f.eks. drikkevandsforsyning, el-pro-

40. For en mere oversigtspræget gennemgang af undtagelsesbestemmelserne se E. Grönlund og T. Määttä, »Implications of flexibility in European Community environmental law: exemptions from environmental objectives in the Water Framework Directive«, *Hydrobiologia* 599:1 (2008), s. 221-226. En mere udførlig gennemgang findes hos W. Howarth og D. McGilivray, *Water pollution and water quality law*, s. 350.

41. CIS, *Guidance Document on Exemptions to the Environmental objectives*, Guidance Document 20 (Office for Official Publications of the European Communities 2000), s. 6.

42. CIS, *Exemptions to the Environmental Objectives under the Water Framework Directive – Allowed for new modifications or new sustainable human development activities (WFD Article 4.7) Policy Paper*, 1 (Office for Official Publications of the European Communities 2006); CIS Working Group 2.2, *Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies*, Guidance Document 4 (Office for Official Publications of the European Communities 2003); CIS, *Guidance Document on Exemptions to the Environmental objectives*.

duktion eller kunstvanding, jf. artikel 4, stk. 4, litra a(v).

- For det fjerde kan udpegningen benyttes, hvor ændring af de fysiske forhold vil have betydelige negative indvirkninger på vandregulering, som f.eks. beskyttelse mod oversvømmelse eller dræning, jf. artikel 4, stk. 4, litra a(iv).
- Endelig indeholder direktivet en opsamlingsbestemmelse, der siger, at udpegningen kan begrundes med, at ændring af de fysiske forhold vil have betydelige negative indvirkninger på andre lige så vigtige bæredygtige menneskelige udviklingsaktiviteter, jf. artikel 4, stk. 5, litra a(vii).

De forhold, der tilgodeses ved udpegningen af vandforekomsten som kunstig eller som stærkt modificeret, må ikke med rimelighed på grund af tekniske vanskeligheder eller uforholdsmæssigt store omkostninger kunne tilgodeses på anden miljømæssigt væsentlig bedre vis. jf. artikel 4, stk. 5, litra b.

Der er en enkelt betingelse knyttet til anvendelsen af undtagelsen:

- Udpegningen skal anføres og begrundes i vandområdeplanen, jf. artikel 4, stk. 5, litra d.

Direktivets bestemmelser om udpegning af kunstige og stærkt modificerede vandområder, er placeret i miljømålslovens § 15.<sup>43</sup> Umiddelbart virker direktivets bestemmelser også her fuldt ud implementeret, når der henses til, at kravet om, at udpegningen skal anføres og begrundes i vandområdeplanen, følger af § 4, nr. 2 i bekendtgørelsen om vandplaner og indsatsprogrammer.

## 6.2. Vandplanernes karakterisering af vandforekomster som kunstige eller stærkt modificerede

Udpegningen af vandløb som kunstige og stærkt modificerede var et af de meget omdiskuterede emner i forbindelse med tilvejebringelse af de danske vandplaner helt frem til 2011 – til trods for at udpegningen efter direktivet skulle være afsluttet allerede med karakteriseringen af vandforekomster i 2004. I forhold til de offentliggjorte forslag indeholdt de vedtagne vandplaner da også generelt en væsentlig forøgelse af antallet af vandløb, som blev karakteriseret som kunstige eller stærkt modificerede. Dette hænger formodentlig sammen med, at man havde fået

bestyrket det indtryk, at en række andre lande fulgte en noget lempeligere praksis.<sup>44</sup>

En tidlig komparativ analyse af implementeringen i en række lande konkluderede bl.a. at Danmark og Nederlandene ikke udpegede kunstige og stærkt modificerede vandområder på baggrund af de samme kriterier. Mens man i Danmark lagde vægt på den tilstand, et vandområde potentielt kunne opnå, og som følge heraf fik forholdsvis få modificerede vandområder, så lagde man i Nederlandene mere vægt på den tilstand et vandområde havde – uanset hvilken status det potentielt kunne opnå.<sup>45</sup> Ingen af de to tilgange kan dog stå alene, som nævnte undersøgelse kan give indtryk af. Direktivets betingelser må selvfølgelig være opfyldt.

Vandplanerne er på vandløbsområdet kritisabelt mangelfulde i forhold til direktivets krav til udpegningen af kunstigt og stærkt modificerede vandløbsforekomster. Det er ikke muligt at identificere, hvilke faktiske forhold og med hvilken begrundelse de enkelte vandløbsforekomster er udpeget som kunstige og stærkt modificerede. Det er som følge heraf slet ikke muligt at vurdere, om kravene i direktivet og miljømålslovens § 15 er overholdt.

Vandplanerne bruger generelle begrundelser for anvendelsen af undtagelsen m.h.t. stærkt modificerede områder som at »det af samfundsmæssige og kulturhistoriske hensyn ikke er muligt at genetablere den oprindelige fysiske tilstand« og »miljøværdien af at genoprette disse vandløb er begrænset«.<sup>46</sup> Det efterlader det klare indtryk, at der er tale om en videreførelse af regionplanlægningens tankesæt, hvor målsætningen af vandområder sker ved en samlet politisk afvejning af de samfundsmæssige interesser knyttet til arealanvendelsen og den ønskede samfundsmæssige udvikling.

## 6.3. Fastsættelse af mindre strenge miljømål

Direktivets artikel 4, stk. 5 giver mulighed for, at medlemsstaterne kan gøre undtagelser m.h.t. opnåelse af god tilstand for en vandforekomst. Undtagelserne kan kun gælde for en planperiode, jf. artikel 4, stk. 5, litra d. Det betyder, at de skal genovervejes i hver planlægningscyklus.

Fastsættelsen af mindre strenge miljømål kan ske for 2 typer vandforekomster:

- For det første kan det ske for vandforekomster, hvis miljøtilstand er negativt påvirket af menneskelige aktiviteter. En sådan påvirkning skal være fastslået i overensstemmelse med analyserne i henhold til artikel 5 – det, der i Danmark kaldes basisanalysen.

43. By- og Landskabsstyrelsen har udgivet en vejledning om anvendelsen af § 15: Miljøministeriet By- og Landskabsstyrelsen, Bilag 12 – Retningslinjer for definition og udpegning af stærkt modificerede vandområder, Version 5.0, (Miljøministeriet 2008) og for vandløbs vedkommende en længere redegørelse i Miljøministeriet Naturstyrelsen, Karakteriseringen af vandløb og indsatsprogrammet på vandløbsområdet. Arbejdspapir fra Miljøministeriets arbejdsgruppe om vandløb, (Miljøministeriet 2011).

44. Se Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer Landbrug og Fiskeri, Implementering af vandrammedirektivet og nitratdirektivet i Nederlandene, Slesvig-Holsten og Danmark, (2011).

45. A.M. Keessen et al., »European River Basin Districts: Are They Swimming in the Same Implementation Pool?«, s. 197-221.

46. Naturstyrelsen, Vandplan – Hovedvandområde Odense Fjord, s. 20, 318.

- For det andet kan det ske for vandforekomster, hvis naturlige betingelser er sådanne, at opnåelsen af »god status« er vanskelig eller umulig.

Det er her en betingelse, at fastsættelsen af et mindre strengt miljømål for en vandforekomst ikke vedvarende udelukker eller hindrer opfyldelse af miljømålet for andre vandforekomster, jf. artikel 4, stk. 8.

De to forhold, der kan begrunde fastsættelse af et mindre strengt miljømål end »god status«, er:

- At det er forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger at opnå god status.
- At vandforekomstens naturlige betingelser gør det umuligt at opnå god status

For vandforekomster, der er påvirket af menneskelige aktiviteter, gælder det desuden, at de miljømæssige eller socioøkonomiske behov, der dækkes ved disse aktiviteter, ikke må kunne opfyldes på anden miljømæssigt set bedre vis, der ikke medfører uforholdsmæssige omkostninger.

Der er også knyttet en række betingelser til anvendelsen af undtagelsen:

- For det første må der ikke ske en yderligere forværring af vandforekomsternes tilstand, jf. artikel 4, stk. 5, litra c.
- For det andet skal medlemsstaterne sikre, at der opnås den bedst mulige tilstand for vandforekomsterne, jf. artikel 4, stk. 5, litra b.
- For det tredje skal fastsættelsen af de mindre strenge miljømål angives og begrundes i vandområdeplanen, jf. artikel 4, stk. 5, litra d.

Der kan ikke fastsættes mindre strenge miljømål for beskyttede områder, med miljømål efter artikel 4, stk. 1, litra c. Her må anvendes de muligheder, som de regelsæt, områderne er beskyttet under, indeholder.<sup>47</sup>

Direktivets § 4, stk. 5 vedrørende fastsættelse af mindre strenge miljømål er implementeret i miljømålslovens § 16. Umiddelbart virker direktivets bestemmelser fuldt ud implementeret, når der henses til, at kravet om, at udpegningen skal anføres og begrundes i vandområdeplanen, følger af § 4, nr. 2 i bekendtgørelsen om vandplaner og indsatsprogrammer.

#### 6.4. Vandplanernes anvendelse af mindre strenge miljømål

Det ser ikke ud til, at muligheden for at fastsætte mindre strenge miljømål anvendes i noget videre omfang i de danske vandplaner. Et forhold, der også blev kritiseret af landbrugets organisationer i forbindelse med høringen af

de danske forslag til vandplaner.<sup>48</sup> Forholdet hænger blandt andet sammen med, at vandløb af blødbundstypen, hvor DVFI 4 er den højst opnåelige tilstand, har deres egen typologi og derfor ikke kræver fastsættelse af mindre strenge miljømål.

### 7. Undtagelser m.h.t. tidspunktet for opfyldelse af de miljømæssige krav

#### 7.1. Direktivets mulighed for fristforlængelse

Den krævede miljøkvalitet for vandforekomsterne skal som udgangspunkt være opfyldt ved udgangen af første planperiode, dvs. ultimo 2015. Denne frist kan dog i visse tilfælde udskydes i henhold til artikel 4, stk. 4.

Udskydelse af fristen for opfyldelse af de miljømæssige krav kan ske for alle vandforekomster med miljømål efter direktivets artikel 4, stk. 1 – også vandforekomster udpeget som kunstige eller stærkt modificerede. Direktivet må forstås således, at det er muligt også at udskyde tidsfristen for opfyldelsen af de miljømæssige krav til beskyttede områder, jf. direktivets artikel 4, stk. 1, litra c. For Natura 2000-områdernes vedkommende rejser det spørgsmålet, om en udskydelse af tidsfristen skal vurderes i forhold til habitatdirektivets artikel 6, stk. 3.<sup>49</sup>

Det er en forudsætning, at udskydelsen af tidspunktet for opfyldelsen af de miljømæssige krav ikke vedvarende udelukker eller hindrer opfyldelse af miljømålet for andre vandforekomster inden for vanddistriktet, jf. artikel 4, stk. 8.

Der er 3 forskellige forhold, der kan begrunde en udskydelse af tidspunktet:

- Det ene forhold er, at der er behov for så store forbedringer, at de af tekniske årsager kun kan gennemføres i faser, der overskrider en planperiode, jf. artikel 4, stk. 4, litra a(i). I dette tilfælde kan fristen for opfyldelse af de miljømæssige krav kun udskydes med yderligere to planperioder, jf. artikel 4, stk. 4, litra c.
- Det andet forhold er, at det vil være forbundet med uforholdsmæssige store omkostninger at opfylde de miljømæssige krav indenfor en planperiode. Også i dette tilfælde kan fristen for opfyldelse af de miljømæssige krav kun udskydes med yderligere to planperioder, jf. artikel 4, stk. 4, litra c.
- Det tredje forhold er, at de naturgivne forhold for vandforekomsten forhindrer den krævede forbedring inden for en planperiode. Her er der ingen grænse for hvor mange planperioder, der kan bruges på at opfylde de miljømæssige krav. Det er dog stadig et krav efter

48. Se f.eks. Landbrug & Fødevarer, *Landbrug & Fødevarers høringssvar på vandplaner*, (2011).

49. Se også D. Withrington, der dog ser du til at være af den opfattelse, at forlængelse af vandrammedirektivets tidsfrist for opnåelse af de miljømæssige krav i beskyttede områder, ikke kan finde sted. D. Withrington, »Water Framework Directive (2000/60/EC): interpreting the provisions applying to protected areas for habitats and species directly depending on water«, s. 199.

47. Se også D. Withrington, »Water Framework Directive (2000/60/EC): interpreting the provisions applying to protected areas for habitats and species directly depending on water«, s. 199.

artikel 4, stk. 4, at der kontinuerligt sker en gradvis forbedring af vandforekomstens tilstand.

Endelig er der betingelser i direktivet, der skal opfyldes, når tidspunktet for opnåelse af den krævede miljøkvalitet udskydes for en vandforekomst:

- Der skal sigtes mod en løbende forbedring af vandforekomstens miljøkvalitet undervejs i hele perioden eller planperioderne. Dette forhold ligger implicit i, at udskydelse af tidspunktet i henhold til artikel 4, stk. 1 kun kan ske med henblik på en gradvis forbedring. Det er herunder også en udtrykkelig forudsætning, at det sikres, at der ikke sker yderligere forringelse af vandforekomstens tilstand i perioden.
- Forlængelsen af fristen skal angives<sup>50</sup> og begrundes i vandområdeplanen, jf. artikel 4, stk. 1, litra b.
- Vandområdeplanen skal indeholde en oversigt over de foranstaltninger, der anses for nødvendige for at bringe vandforekomsternes miljøtilstand op på det krævede niveau indenfor den forlængede tidsfrist, jf. artikel 4, stk. 4, litra d og direktivets bilag VII, pkt. 5.

Det er altså ikke nok at myndighederne fastsætter hvilke foranstaltninger, der er nødvendige indenfor den aktuelle planperiode – der må også tages stilling til og planlægges for de nødvendige foranstaltninger i de efterfølgende planperioder. Den anden og de efterfølgende vandområdeplaner skal så indeholde en oversigt over grundene til enhver væsentlig forsinkelse i gennemførelsen af disse planlagte foranstaltninger, en gennemgang af allerede gennemførte foranstaltninger og en oversigt over alle yderligere foranstaltninger.

Mulighederne for at udskyde tidspunktet for opnåelse af god status, er implementeret i miljømålslovens § 19. I store træk virker direktivets bestemmelser fornuftigt og dækkende implementeret. Kravet om, at vandplanen skal indeholde en oversigt over de foranstaltninger, der anses for nødvendige for at bringe vandforekomsternes miljøtilstand op på det krævede niveau indenfor den forlængede tidsfrist, jf. artikel 4, stk. 4, litra d, er dog ikke implementeret i miljømålsloven. Det fremgår heller ikke af de danske krav til indholdet af vandplaner eller indsatsprogrammer, jf. bekendtgørelsen herom.<sup>51</sup>

## 7.2. Vandplanernes fristforlængelser

De danske vandplaner udskyder i vidt omfang tidspunktet for opfyldelse af de miljømæssige krav. Det gælder for alle typer vandforekomster – søer, vandløb, grundvand og kystvande. Vandplanerne opererer med følgende »forkortelser« af de forhold, der kan begrunde en udskydelse af tidspunktet efter direktivet og miljømålslovens § 19,

stk. 2: »Tekniske årsager«, »Uforholdsmæssigt store omkostninger« og »Naturlige årsager«.

De fleste undtagelser vedrørende søer og vandløbsforekomster er gjort med henvisning til »Tekniske årsager«. Betegnelsen »Tekniske årsager« er lidt uheldig, da det væsentlige forhold efter direktivet er, at der er behov for *så store ændringer*, så det ikke teknisk kan lade sig gøre inden for den første planperiode. Fokus på det »tekniske« og ikke omfanget af nødvendige ændringer er måske årsagen til, at undtagelsen har fået en noget særpræget anvendelse i de danske vandplaner.

De »tekniske årsager« dækker for mange vandforekomsters vedkommende angiveligt over forskellige former for manglende viden om vandforekomsternes tilstand og om omfanget af den nødvendige indsats. Det er almindeligt, at vandplanerne undtager konkrete vandforekomster fra kravet om at leve op til god status, med henvisning til, at der mangler viden om enten status eller indsatsbehov. Manglende viden er imidlertid ikke et af de forhold, der efter direktivet kan begrunde en udskydelse af tidsfristen. Tilmed fremgår det i flere tilfælde også af vandplanerne, at man faktisk har den tilstrækkelige viden om baggrunden for den manglende målopfyldelse for konkrete vandforekomster.<sup>52</sup> Man har altså viden om en mulig eller nødvendige indsats, men udskyder mere tidspunktet for opnåelse af den krævede miljøkvalitet ud fra en vurdering af politisk hensigtsmæssighed end ud fra en vurdering af de tekniske muligheder for målopfyldelse eller den økonomiske proportionalitet.

Anvendelsen af direktivets undtagelser m.h.t. udskydelse af tidsfristen ser altså ud til at afspejle en generel fejlopfattelse af, at usikker viden er tilstrækkelig begrundelse for at udskyde tidspunktet for opfyldelse af de miljømæssige krav.

Kravet i direktivets artikel 4, stk. 4, litra d, hvorefter vandområdeplanen skal indeholde en oversigt over de foranstaltninger, der anses for nødvendige for at bringe vandforekomsternes miljøtilstand op på det krævede niveau indenfor den forlængede tidsfrist, er desuden ikke iagttaget i de danske vandplaner.

For vandløb indeholder vandplanerne i store træk enslydende redegørelser. Opnåelsen af den krævede miljømæssige kvalitet af vandløbene udskydes både med henvisning til manglede viden, og med henvisning til at det vil være forbundet med uforholdsmæssige store omkostninger at nå miljømålene indenfor fristen.<sup>53</sup> Det problematiske i dette er ikke kun begrundelsen, men også det forhold, at de uforholdsmæssigt store omkostninger formodentlig alene skyldes den politisk besluttede udsættelse af

50. Den danske oversættelse af direktivet bruger ordet »fastsætte«, mens den engelske bruger ordet »set out«.

51. Bekendtgørelse nr. 863 af 28. juni 2010 om ændring af bilag 2 til miljømålsloven om indholdet af vandplanen og om indholdet af indsatsprogrammet m.v.

52. Se f.eks. Naturstyrelsen, *Vandplan 2012 – 2015. Mariager Fjord. Hovedvandopland nr. 1.3*, (Miljøministeriet, Naturstyrelsen 2012), s. 44, vedrørende vandløb, hvor det direkte fremgår af begrundelsen for udskydelse af tidspunktet for opnåelse af god status, at den manglende målopfyldelse skyldes udledning af spildevand fra spredt bebyggelse, identificerede spærringer, opstemninger eller tilførsel af okker.

53. Se f.eks. Naturstyrelsen, *Vandplan 2012 – 2015. Mariager Fjord. Hovedvandopland nr. 1.3*, s. 39-40.



vedtagelsen af vandplanerne og den deraf følgende kortere implementeringsperiode for de nødvendige tiltag. De forslag til vandplaner, der blev sendt i høring i oktober 2010, indeholdt ikke undtagelser med tilsvarende begrundelse om økonomisk proportionalitet.<sup>54</sup>

For fjorde og kystvande i Danmark indeholdt alle forslagene til vandplaner for de 23 hovedvandoplande den samme redegørelse. Det var først angivet, at alle kystvande i Danmark omfattedes af en »generel undtagelse«, der baseredes på manglende viden m.h.t. opgørelse af indsatsbehov, og som medførte at tidsfristerne for opnåelse af den krævede miljøkvalitet måtte udskydes. Herefter redegøres for den indsats, som dog er planlagt. For Mariager Fjord – som et eksempel – gav det et noget mærkværdigt resultat. Her blev tidspunktet for målopfyldelse udskudt med henvisning til usikkerhed og manglende viden. En henvisning til, at der er behov for så store forbedringer i Mariager Fjord, så det ikke lader sig gøre indenfor en planperiode, er imidlertid oplagt.<sup>55</sup> Årtiers miljøovervågning og modellering af Mariager Fjord betyder nemlig, at der er en veletableret og detaljeret viden om årsagerne til fjordens dårlige miljøtilstand.<sup>56</sup>

Denne »generelle undtagelse« mødte berettiget kritik,<sup>57</sup> idet direktivet såvel som den danske implementeringslovgivning kræver, at der fastsættes konkrete miljømål for de enkelte vandforekomster og i den forbindelse tages individuelt stilling til mulighederne for at anvende direktivets undtagelser.

De vedtagne vandplaner fik formodentlig på den baggrund en anden og noget kortere begrundelse for samme resultat. Her anføres, at der med udgangspunkt i vurderinger af kvælstofindsatsbehovet og usikkerheder forbundet med opgørelse af behovet kun gennemføres en indsats med en reduktion på ca. 9.000 tons kvælstof. Herudover udskydes en indsats på ca. 10.000 tons kvælstof med henblik på en identifikation af omkostningseffektive virkemidler.<sup>58</sup> Der er imidlertid stadig ikke taget konkret stilling til anvendelsen af direktivets muligheder for udskydelse af tidspunktet for opnåelse af den krævede miljøtilstand i de individuelle kystvandforekomster.

For grundvandsforekomsters vedkommende, udskydes tidsfristen ikke for vandforekomsterne som sådan, men udskydes i relation til de forskellige problemstillinger, der for de enkelte vandforekomster er identificeret som forhindringer for målopfyldelse. Eksempelvis udskydes tidsfristen for målopfyldelse med hensyn til »kvantitativ påvirkning af vandløb som følge af vandindvinding« eller

»generel kemisk påvirkning«.<sup>59</sup> Der er for så vidt ikke noget direktivstridigt i at anvende direktivets undtagelsesbestemmelser på det kvantitative henholdsvis kemiske delelement i miljømålet for grundvand, men kravene til begrundelse i direktivet og miljømålsloven skal være opfyldt.

Her ser det ud til, at vandplanerne generelt udskyder tidspunktet for opnåelse af god tilstand i grundvands- og drikkevandsforekomster, med henvisning til, at det af naturlige årsager ikke kan lade sig gøre at opnå den gode tilstand. Det er utvivlsomt i de fleste tilfælde rigtigt – i alt fald når det gælder kemisk kvalitet. Grundvandet tager mange år om at blive dannet, og er det først forurenet med nitrat og pesticider, så kræver det en langvarig indsats at få det rent igen.

Det ser imidlertid også ud til, at vandplanerne generelt udskyder iværksættelsen af en indsats for at nå den gode kemiske kvalitet. Der er hverken i indsatsprogram, retningslinjer eller det, vandplanerne kalder grundlæggende foranstaltninger, lagt op til nogen indsats med henblik på at forbedre den kemiske kvalitet af de grundvandsforekomster, hvor kvaliteten er dårlig.

Dette er ikke i overensstemmelse med direktivet, idet det er et krav i forbindelse med en udskydelse af tidsfristen, at der både sigtes mod en løbende forbedring af vandforekomstens miljøkvalitet undervejs i planperioderne, og at vandplanerne indeholder en oversigt over de foranstaltninger, der er nødvendige for at bringe vandforekomsternes miljøtilstand op på det krævede niveau inden for den forlængede tidsfrist, jf. artikel 4, stk. 4, litra d og direktivets bilag VII, pkt. 5.

Der kan altså opstilles forholdsvis enkle præmisser for anvendelsen af undtagelserne i vandrammedirektivet, og direktivets bestemmelser er da også relativt klart implementeret i miljømålsloven. Til trods for det, så er det ikke lykkedes at anvende bestemmelserne i de danske vandplaner. Der mangler de fornødne begrundelser – dvs. en redegørelse for den retlige subsumption. De tilknyttede betingelser for anvendelsen af undtagelserne, er heller ikke iagttaget.

## 8. Konklusion

Ser vi tilbage på det indledende spørgsmål om, hvorvidt direktivets bestemmelser vedrørende miljømål er fornødent implementeret i den danske lovgivning, så må det overordnet besvares med et ja. Miljømålslovens §§ 10-19 er konstrueret lidt anderledes end direktivets artikel 4, så det er vanskeligt direkte at sammenligne de enkelte bestemmelser, men den nærmere gennemgang viser kun små mangler. Der er enkelte formelle krav til vandplanernes indhold, der ikke er implementeret i den danske lovgivning, men samlet set er de materielle regelsæt fra direktivets artikel 4 overført til miljømålsloven og de tilknyttede bekendtgørelser.

59. Naturstyrelsen, *Vandplan – Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 52.

54. Se f.eks. Miljøcenter Aalborg, *Forslag til vandplan Hovedvandopland 1.3 Mariager Fjord*, (Miljøministeriet, By- og Landskabsstyrelsen 2010), s. 37.

55. Miljøcenter Aalborg, *Forslag til vandplan Hovedvandopland 1.3 Mariager Fjord*, s. 40.

56. Se f.eks. [www.mariager-fjord.dk](http://www.mariager-fjord.dk).

57. Danmarks Naturfredningsforening, *Danmarks Naturfredningsforenings høringssvar om generelle mangler i vandplanerne*, (2011), s. 8.

58. Se f.eks. Naturstyrelsen, *Vandplan – Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 50.

Vender vi os så mod vandplanerne, tegner analysen et noget andet billede. Miljømålsfastsættelsen i vandplanerne lever på flere punkter ikke op til direktivets bestemmelser. Det er ikke altid muligt at identificere det miljømål, der er fastsat for de enkelte vandforekomster eller beskyttede områder. Vandplanerne indeholder til gengæld omfangsrige generelle beskrivelser af det retlige og naturfaglige grundlag for fastsættelsen af konkrete miljømål for individuelle vandforekomster.

For nogle søer og vandløbs vedkommende skærpes beskyttelsen i forhold til direktivets forpligtelser ved en individuel fastsættelse af det miljømæssige indhold af miljømålet »god status«. Det er med til at underminere forståelsen af indholdet af vandrammedirektivets miljømål, ligesom det er vanskeligt at gennemskue for den offentlighed, der skulle kunne deltage i vandplanprocessen.

Den retlige subsumption under direktivets undtagelsesbestemmelser er både usikker og mangelfuld. Undtagelserne anvendes generelt på grupper af vandforekomster og ikke individuelt begrundet, som direktivet kræver. Anvendelsen af undtagelserne ser desuden ud til at afspejle en generel fejlopfattelse af, at usikker viden er tilstrækkelig begrundelse for at udskyde tidspunktet for opfyldelse af de miljømæssige krav. Kravet om, at vandplanen skal indeholde en oversigt over de foranstaltninger, der anses for nødvendige for at opnå den miljømæssige tilstand inden for de udskudte tidsfrister, er desuden ikke iagttaget.

Samlet set efterlader det indtryk af en vandplanproces, der ikke har haft det fornødne fokus på det retlige grundlag.



# The Water Framework Directive—A Directive for the Twenty-First Century?

Henrik Josefsson\* and Lasse Baaner\*\*

## Abstract

This article addresses the Water Framework Directive and the legal norm of ‘good ecological status’, which refers to the structure and function of ecosystems. In terms of ecology, the concepts of good structure and function reflect a resilient ecosystem with a high level of adaptive capacity. However, the legal provisions of the Directive compromise this concept. The Directive’s approach assumes that by quantifying certain fixed biological elements it is possible to accurately assess the structure and function of ecosystems. This approach is highly contestable, and undermines the possibility of attaining the objective of ‘good ecological status’. To improve the possibility of achieving ‘good ecological status’, we emphasise the need to first re-define ‘high ecological status’ as a state wherein the ecosystems maintain themselves independently of management; secondly, that the hydrological regime be addressed when assessing the bodies of water; and, thirdly, that traits, rather than the current ‘quality elements’ be used as variables.

**Keywords:** EU Water Framework Directive, biological classification systems, biological quality elements, ecosystem services, traits, ecosystem management

\*Faculty of Law, University of Uppsala, Sweden (henrik.josefsson@jur.uu.se)

\*\*Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen, Denmark (lb@foi.dk). The authors have contributed equally to this article, so correspondence should preferably be sent to both authors. We would like to thank the two anonymous referees for their helpful comments on a previous version of this article.

## 1. Introduction

The Water Framework Directive<sup>1</sup> and its legal provisions are remarkable in their technical and ecological complexity. Many see the Directive as a step in the right direction for river basins<sup>2</sup> all over the European Union, and it is said to lay the foundation for a modern, holistic, and ambitious water policy for the Union.<sup>3</sup>

The Directive establishes environmental objectives, and the targeted environmental objectives are commonly recognised within the European Union. This makes the targets particularly interesting, from both legal and ecological perspectives. The target of 'good status' by 2015 is a focal point for water management in all the Member States, and the ecological aspects of the legal norm of 'good status' have been advanced since the enactment of the Directive in 2000.

The complex technical and ecological aspects of the Directive's legal provisions are known to be challenging. This article takes up the challenge of examining these aspects, with regard to the legal norm of 'good ecological status'. The analysis will demonstrate that there is a need for a revision of the criteria, to make the ambition of 'good ecological status' accord with contemporary ecological thinking. To accomplish this, it is necessary to redefine the concept of 'ecological status', and link the assessment of ecological status to applicable ecological variables.

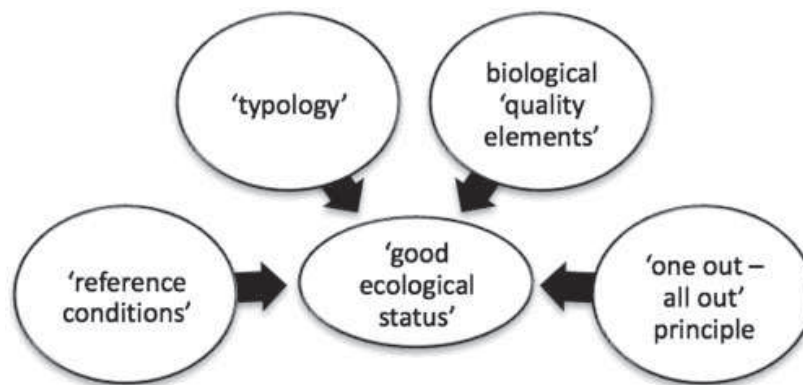
This first section will guide the reader to the relevant provisions of the Directive, and account for the substantive critique of those provisions. The subsequent section suggests a point of departure for a revision of the Directive, to address the acknowledged flaws. This is a first step towards trying to integrate contemporary ecological knowledge with reference to a legal act, in this case the Water Framework Directive. The ambition is to try to establish a basis for the Directive that directs the assessment towards ecosystem services and ecosystem health; this includes an introduction of the ecological concept of traits<sup>4</sup> as ecological variables.

- 1 Directive of the European Parliament and of the Council (EC) 60/2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy [2000] OJ L327/1 (Water Framework Directive).
- 2 The term 'river basin' is used as a synonym for 'catchment area' (a term primarily used in Europe) and 'watershed' (a term primarily used in North America). In the natural sciences, it describes a hydrologically defined region that receives the precipitation that ultimately drains the region by stream flow, as also reflected in art 2(13) of the Water Framework Directive.
- 3 Commission, 'Report from the Commission to the European Parliament and the Council in accordance with article 18(3) of the Water Framework Directive 2000/60/EU on programmes for monitoring of water status' (Communication) COM (09) 156 final.
- 4 For the reader unfamiliar with contemporary ecology, a trait is a well-defined, measurable attribute of an organism, usually measured at the individual level, and used comparatively across species; a functional trait is one that strongly influences organism performance. Traits include the physiological, morphological and ecological attributes of species or other

This article can be understood as an attempt to bridge the discursive differences that exist between ecology and law.<sup>5</sup> Legal scientists and ecologists do not speak the same language, yet we hope to make the discussion as clear as possible for both categories of readers,<sup>6</sup> and, we are presented with the challenge of translating modern ecological thinking into terms that are both usable and understandable from a legal perspective.

## 2. The Present Legal Regime

The core legal concepts, with regard to the norm of 'good ecological status', which we have identified in the Directive, are shown below (Figure 1): 'reference conditions', 'typology' of bodies of water, biological 'quality elements' and the 'one out—all out principle'. Together, they comprise the legal norm of 'good ecological status', and it is necessary to understand these concepts, to recognise the flaws in the Directive.



**Figure 1.** Core legal concepts.

taxonomic entities, which describe their physical characteristics, ecological niches and functional roles within ecosystems. Biological traits consist of life-history characteristics, such as the size of the organism, duration of the life cycle, feeding habitat and reproduction. Ecological traits consist of habitat preferences of organisms, such as type of substratum, current velocity, trophic status: for example, the ability to withstand high water flow, or sensitivity to pesticides. BJ McGill and others, 'Rebuilding Community Ecology from Functional Traits' (2006) 21 *Trends in Ecology and Evolution* 178; DJ Baird, MN Rubach and PJ Van den Brink, 'Trait-Based Ecological Risk Assessment (TERA): The New Frontier?' (2008) 4 *Integrated Environmental Assessment and Management* 2. For an introduction and a short historical background, see also: KJ Korfiatis and GP Stamou, 'Habitat Templates and the Changing Worldview of Ecology' (1999) 14 *Biology and Philosophy* 375.

5 E Fisher and others, 'Maturity and Methodology: Starting a Debate about Environmental Law Scholarship' (2009) 21 *Journal of Environmental Law* 213, 232.

6 *ibid* 234.



## 2.1 'Good Ecological Status'—Establishing a Legal Norm

The norm of 'good ecological status' in Article 2(22) is linked to the definition of 'ecological status' in Article 2(21). Here, ecological status is understood as referring to the 'quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems'. Good ecological status in Article 2(22) further refers to the classification according to Annex V.

Section 1.1 of Annex V lists the 'quality elements' that are assessed in the classification of ecological status, and section 1.2 provides guidelines for assessing the quality elements for the different categories of 'high', 'good' and 'moderate' statuses. The more instructive ecological characterisation in Annex V guides the assessment of the Directive's legal norm of 'good ecological status'. The idea reflected in Annex V is that, for a given body of surface water, an assessment of the elements listed in Annex V section 1.1, based on the guidelines in Annex V section 1.2, should make it possible to determine the quality of the structure and function of the ecosystems in the body of water.

Each Member State must further develop its own specific classification or assessment system in accordance with Annex V, and the Member States have developed such systems, either from scratch, or by adjusting or reconstructing their existing systems. These systems translate the qualitative descriptions in Annex V for different types of waters into quantitative descriptions of 'high', 'good' and 'moderate'. Annex V, section 1.2 addresses what are to be considered 'high', 'good' and 'moderate' statuses, when the Member States design their national systems. The title of section 1.2 is 'Normative definitions of ecological status classifications', as the definitions are normative, in the sense that they establish norms for further classification by the Member States, when designing and using their own classification systems.<sup>7</sup>

To make these national systems comparable, the Directive employs an intercalibration process led by the Commission.<sup>8</sup> This process correlates the national systems to a general 'ecological quality ratio scale' ranging from 0 to 1, as described in Annex V section 1.4.1(ii). The ratio represents the relationship between the values of the biological variables observed for a given body of surface water, and values for these variables in the reference conditions applicable to that body. 'High' status is represented by values close to one, and 'bad' status

7 To some extent, this sentence seems to have been misinterpreted as being normative, when it comes to the ecological quality demanded by the Directive.

8 The process was finalised by the Commission's decision on intercalibration, cf Commission Decision (EC) 2008/915, establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise [2003] OJ L332/20 (Commission Decision on Intercalibration), and the ecological quality ratios for the member states' different classification systems were published according to the provisions in Annex V s 1.4.1(ix). Against this background, the overall achievement of the environmental objectives is described by Grimeaud as based on competence-sharing between the EU and the Member States – DJE Grimeaud, 'Reforming EU Water Law: Towards Sustainability? (part 1)' (2001) 10 EELR 41, 47.

by values close to zero. The definition of 'good' status is thus a status that it is 'slightly different' from 'high' status, as expressed in Annex V section 1.2.

Another purpose of the intercalibration process has been to determine or establish 'reference conditions' for each type of body of surface water, in accordance with Annex V section 1.4.1(v). Legally, establishing reference conditions means deciding, on the basis of the guidelines in Annex V section 1.2, the levels of the elements listed in Annex V section 1.1 that are to be required for achieving 'high' status. From the standpoint of the natural sciences, 'setting the reference conditions' has involved the process of analysing, estimating or modelling sites with 'no, or only minor anthropogenic impact' (pristine states), with reference to the elements listed in Annex V section 1.1.

This legal regime establishes and qualifies the general environmental objective of 'good ecological status' for surface water. We now enter more deeply into the actual ecological content of the core legal concepts.

## 2.2 'Reference Conditions'—Trying to Reverse the Irreversible

The environmental objectives of the Directive have their point of departure in the pristine and historical states of aquatic ecosystems. These states establish the 'reference conditions' for assessing the ecological quality of bodies of surface water. In the Directive's Annex V sections 1.1 and 1.2, this is generally formulated as a state in which there are 'no, or only very minor, anthropogenic alterations' to the bodies of surface water, and the biological quality elements for the body of water reflect 'undisturbed conditions' with no, or very minor alterations.<sup>9</sup>

The ambition of establishing reference conditions based on pristine states is controversial, because of the substantial difficulty in identifying such conditions, and because many variables in most river basins are fundamentally changed, owing to climate change, invasive species and changes in landscape, when compared to historic states.<sup>10</sup> Tying 'good status' to pristine reference conditions has also proved problematic with regard to the altered and semi-natural water-dependent ecosystems that are protected under the Habitat Directive.<sup>11</sup>

9 The type-specific reference conditions may be derived for each established ecotype, using (i) a spatially based network of high status sites, (ii) modelling approaches using historical, palaeo-ecological and other data, (iii) a combination of the spatial network and modelling approaches, or (iv) expert judgement, where the other methods cannot establish the reference conditions.

10 FMR Hughes, A Colston and J Owen Mountford, 'Restoring Riparian Ecosystems: The Challenge of Accommodating Variability and Designing Restoration Trajectories' (2005) 10 *Ecology and Society* 12 [online] URL: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art12/>> accessed 7 February 2011.

11 Council Directive (EC) 92/43 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora [1992] OJ L206/7, art 1(b) and s 32 Annex I; MC Acreman and AJD Ferguson,



Furthermore, in a river basin, most ecological variables vary naturally, that is, landscape diversity, growth conditions and nutrient fluxes change in response to the evolution of channel morphology, hydrological connectivity,<sup>12</sup> species colonisation and human activity. Thus, the ecological status of a body of water is based on a continually changing combination of factors. This ecological understanding seems to be poorly accounted for in the Directive's objectives, as set out in Article 4 and Annex V.

The constant transformations to which ecosystems are subjected draws attention to whether pristine or static reference conditions are at all justified, as such legal constructs are not in keeping with ecological concepts such as trajectories, path dependency and self-organisation.<sup>13</sup> For effective regulation, it is essential to incorporate the understanding that, when targeting long-term performance of ecosystems, the objective is the rehabilitation of the capacity or potential of a disturbed system, in terms of returning it to its former trajectory, and not to some referential state.<sup>14</sup> Thus, instead of trying to maintain an existing state, or re-establish some historical state, and in so doing, attempt to counter the natural tendency to change, the objective should be to assess the current trajectory.<sup>15</sup>

The current legal constructs, with reference conditions that are defined as 'no, or only minor anthropogenic impact', and a management objective deviating only slightly from these, are not well-designed, and the Directive can be characterised as inadequate, over-ambitious and practically unachievable.<sup>16</sup>

### 2.3 'Typology'—A Conceptually Flawed Construct

Another of the Directive's constructs is the typology of bodies of water, and type-specific biological references. According to Article 5, analyses of river

'Environmental Flows and the European Water Framework Directive' (2010) 55 *Freshwater Biology* 32, 36.

12 Understood, for example, as properties of the water in a river, with respect to its movement in relation to land and terrestrial ecosystems.

13 S Levin, *Fragile Dominion* (Perseus Publishing 2000) 14–15; SE Jørgensen and others, *A New Ecology – System Perspective* (Elsevier 2007) 78; S Dufour and H Piegay, 'From the Myth of a Lost Paradise to targeted River Restoration: Forget Natural References and Focus on Human Benefits' (2009) 25 *River Research and Application* 568, 572; P Humphries and KO Winemiller 'Historical Impacts in River Fauna, Shifting Baselines, and Challenges for Restoration' (2009) 59 *Bioscience* 673; SK Papworth and others 'Evidence for Shifting Baselines Syndrome in Conservation' (2009) 2 *Conservation Letters* 93.

14 JA Harris and others, 'Ecological Restoration and Global Climate Change' (2006) 14 *Restoration Ecology* 170; Jørgensen and others (n 13) 155.

15 BD Fath and F Müller, 'Long-Term Ecosystem Dynamics: Theoretical Concepts of Environmental Change' in F Müller and others (eds), *Long-term Ecological Research* (Springer 2010) 35–36.

16 For example, cf Grimeaud (n 8) 46; W Howarth, 'The Progression Towards Ecological Quality Standards' (2006) 18 *Journal of Environmental Law* 3; B Moss, 'The Water Framework Directive: Total Environment or Political Compromise?' (2008) 400 *Science of the Total Environment* 32, 39.

basin districts must be made, and Annexes II and III of the Directive specify the requirements of these analyses. Part of this process has involved grouping of bodies of surface water within a river basin district into specified types: rivers, lakes, transitional waters, coastal waters and artificial or heavily modified bodies of surface water, and to characterise them according to characteristics such as altitude, latitude, longitude, depth, geology, size and so forth (cf section 1 of Annex II). For surface waters, Member States are allowed to decide on which classification to use. They may choose between two systems: system A, with fixed descriptors of the natural factors; or the more flexible system B, which may be individually designed by the Member States (cf section 1.1(ii) of Annex II).<sup>17</sup>

As an example, the Danish fjords are assigned to ten different categories, according to mean depth and salinity—a typology developed according to ‘System B’ of Annex II, section 1.2.3. Though each type of fjord represents a limited spectrum of water depths and salinities, the fjords falling within a certain category may differ amongst themselves, for example, in the extent to which they are exposed to the ocean, their residence time and sediment composition. The common classification system for fjords and coastal waters, established with reference to the Directive,<sup>18</sup> is based on eelgrass depth-limits as the only bioindicator. This classification system does not account for the fixed characteristics not included in the established typology. Biological studies of eelgrass in six selected bodies of coastal water indicate that that site-specific status classes differ markedly from more type-specific ones. Using reference levels for individual sites in a site-specific classification was found to reduce misinterpretations of ecological status.<sup>19</sup> In consequence, it may be impossible for some of the fjords to attain ‘good ecological status’, whereas for other fjords, ‘good status’ may represent a more than slightly changed environment, when compared to the pristine state. On the other hand, a more detailed typology that includes other physical variables than mean depth and salinity might be able to account for those differences, but will consequently increase the number of types.

Classification systems built on characterising bodies of water according to fixed factors such as depth, geology, size and so forth, may be conceptually flawed, because they assume a concordance among similarly typed bodies of water, regardless of their individual ecological characteristics.<sup>20</sup> This may

17 These systems have influenced management planning and intended environmental quality, as they have essentially determined the biological elements that are monitored, and that guide the assessment of ecological status (cf Annex V) in river basin management planning.

18 Commission Decision on Intercalibration (n 8) 38.

19 D Krause-Jensen and others, ‘Eelgrass as a Bioindicator under the European Water Framework Directive’ (2005) 19 *Water Resources Management* 63.

20 cf also K Irvine, ‘Harmonizing Assessment of Conservation with that of Ecological Quality: Fitting a Square Peg into a Round Hole?’ (2009) 19 *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 366; D Hering and others, ‘The European Water Framework Directive

have some advantages as a simple tool for water managers, and for helping the public to understand some of the differences among aquatic ecosystems.<sup>21</sup> However, if legal objectives are established by the use of this tool they might not be achievable, or even desirable, from an ecological standpoint. There is no guarantee that these objectives will reflect the status or potential of the ecosystems at the actual site; at most, they will reflect the average historical ecosystem potential of the typology to which the site is assigned—thereby possibly not a suitable base for management or compliance systems aiming for ‘good ecological status’.

## 2.4 Biological ‘Quality Elements’—*Obsolete Legal and Ecological Thinking*

An important legal construct is the set of biological ‘quality elements’ that is used to determine the environmental objective of ‘good ecological status’, defined as good structure and function of the ecosystem. The quality elements of Annex V, section 1.1 are assessed on the basis of the guidelines in Annex V section 1.2, in order to determine the status of a given body of water.

This has resulted in both Member States and natural scientists focusing heavily on the classification of the ‘quality elements’, for example, aquatic flora, benthic invertebrate fauna<sup>22</sup> and fish, without a similar focus on the assessment of the overall health of the aquatic environment.<sup>23</sup> Legal scholars seem to follow this line of thinking, focusing more on the details of Annex V in the interpretation of the norm of ‘good ecological status’, than on the fundamental legal and ecological definition of ‘good ecological status’ given in Article 2(21) referring to the ‘quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems’.<sup>24</sup>

By assessing the ‘quality elements’ in this way, one risks favouring past ecosystem states, rather than acknowledging the changes in species composition, internal ecosystem processes and food web interactions that may have caused a shift in the ecosystem, making the ambition of restoration impossible.<sup>25</sup> This approach to assessment has also resulted in most national classification systems relying on only a limited number of indicator species<sup>26</sup> to assess the

at the age of 10: A Critical Review of the Achievements with Recommendations for the Future’ (2010) 408 *Science of the Total Environment* 4007, 4012.

21 *ibid* Hering and others.

22 The fauna found at the bottom of a body of water, or in the bottom sediments.

23 Moss (n 16) 35–36.

24 Eg Grimeaud (n 8) 45; DJE Grimeaud, ‘The EC Water Framework Directive – An Instrument for Integrating Water Policy’ (2004) 13 *RECIEL* 27.

25 P Nöges and others, ‘Assessment of the Ecological Status of European Surface Waters: A Work in Progress’ (2009) 633 *Hydrobiologia European Surface Waters* 197; CM Duarte and others, ‘Return to *Neverland*: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets’ (2009) 32 *Estuaries and Coasts* 29.

26 Howarth refers to indicator species as ‘pseudo ecological quality standards’ (n 16) 11.

‘quality elements’ of the Directive.<sup>27</sup> Since indicator species provide an even less precise description of the status of an ecosystem, the assessments are even more deeply flawed. The importance of deciding which indicators should direct the overall management of the bodies of water seems to be understood within the scientific community, but remains overlooked by practising lawyers and legal scholars.<sup>28</sup> However, if the ‘quality elements’ are inadequate, in terms achieving the objectives, the Directive, as a whole, will malfunction, regardless of how the other legal provisions are interpreted.

Furthermore, biologists have presented a substantial and convincing criticism of the breakdown of the general norm of ‘good ecological status’ into secondary features, such as specific quality elements, particularly concentrations of substances or lists of species. They have noted that there are fundamental differences between an aquatic environment with ‘good’ status, and the presence of single indicator species and other biological ‘quality elements’. The overall health of ecosystems is not based on lists of species or chemicals, but on fundamental properties.<sup>29</sup> Significantly, ecologists have emphasised that the legal construction of the Directive is flawed, and that the legal focus should instead be directed at factors such as structures and processes of aquatic ecosystems, rather than the narrow scope of specific ‘quality elements’ described in section 1.1 of Annex V.<sup>30</sup>

However, structures and processes are not easily measurable, and the Directive needs to be built on measurable variables, to enable a feedback process and implementation evaluation relating to the objective of ‘good ecological status’. Ultimately, the variables need to be applicable to different regulatory instruments, something we will address in Section 3.

## 2.5 The ‘One Out—All Out’ Approach—A Good Intention Gone Wrong

The ‘one out—all out’ approach is applied when using the national classification systems for the biological ‘quality elements’, and determining the status of a body of water. In general, the biological variables of the classification systems, such as different groups of organisms, are sampled and assessed independently for each body of water. The lowest scores from these assessments

27 In Denmark, as is probably the case in other Member States, the national classification system does not even address all the ecological quality elements in their choice of indicators. However, the Commission has accepted this, cf also Commission Decision on Intercalibration, prefatory statements 9 and 10 (n 8).

28 This debate among ecologists and natural scientists on indicators, reference sites, intercalibration, misclassification, and uncertainty in classification is summarized and evaluated in a study supported by the European Commission’s Seventh Framework Programme, see Nöges and others (n 25).

29 Eg B Moss, ‘Shallow Lakes, the Water Framework Directive and Life. What Should It All Be About?’ (2007) 584 *Hydrobiologia* 381; Moss (n 16).

30 cf AG Solimini, R Ptacnik, AC Cardoso ‘Towards Holistic Assessment of the Functioning of Ecosystems Under the Water Framework Directive’ (2009) 28 *TrAC* 143.



determine the overall ecological quality class (cf Annex V section 1.4.2(i)); this is what is generally referred to as the 'one out—all out' principle or approach.<sup>31</sup>

The phrase 'one out—all out' is more typically used to demonstrate an act of labour solidarity where, if one worker is pulled out of work, all workers will go on strike. In the case of the Water Framework Directive it is used in the form of a classification rule where the quality element with the worst ecological quality is used to determine the overall ecological class. The expression 'one out—all out' illustrates the fact, that if one quality element falls out of 'good status' the body as a whole falls out of 'good status'. Thus, for a body of water where a full range of biological and supporting physical and hydromorphological quality elements are assessed, the final ecological status will depend primarily on whichever representation of macroinvertebrates, algae, plant meet the lowest status class.

This procedure is intended to reduce the likelihood of a body of water being classified as having 'good ecological status', when in reality, it falls below. This is held to be consistent with the precautionary principle.<sup>32</sup> What the 'one out—all out' principle actually leads to is an increase in the statistical likelihood of assessing a lower status class than is actually present, while misclassifying to a higher status becomes less likely.<sup>33</sup>

The precautionary principle should be considered within a structured approach that comprises the elements: risk assessment, risk management and risk communication. The precautionary principle is however only relevant to the management of risk, and should not be confused with the element of caution that scientists apply in their assessment of scientific data.<sup>34</sup> Environmental monitoring data may be more or less representative with

31 There seem to be different interpretations of the application of the 'one out — all out' principle in s1.4.2 of Annex V. One interpretation sees the principle as only a matter of both biological status and physico-chemical status meeting the criteria for classification as 'good'. Another interpretation regards the principle as applicable when assessing biological status by monitoring the relevant 'quality elements'. Examples of the former interpretation might be given in CIS Working Group 2.4 'Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters' (2002) 64, while examples of the latter are given in CIS Working Group 2 A 'Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential' 10, and UKTAG 'Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the purposes of the Water Framework Directive' (2007) 2. The first interpretation, which only requires that both biological status and the physico-chemical status meet the criteria for being classified as 'good', is inherent in the normative definitions in s1.2.1 of Annex V, where physico-chemical quality elements are established as only supporting the biological quality elements. However, the wording of s1.4.2 of Annex V requires that each 'quality element' monitored to assess biological status meet the criteria for good status.

32 M McGarrigle, J Lucey and M Ó Cinnéide (eds), 'Water Quality in Ireland 2007-2009, Appendix 3.1 River Status Assessment (Environmental Protection Agency, Ireland 2010) 4; Hering and others (n 20) 4013;

33 cf CIS Working Group 2 A (n 31) 38; UKTAG (n 31) 22.

34 Commission, 'Communication from the Commission on the precautionary principle' (Communication) COM (2000) 1 final 2; cf eg E Fisher, 'The European Commission's Communication on the Precautionary Principle' (2000) 12 JEL 403.

regard to the bodies of water being monitored; the crucial question here regards the likelihood of a given body of water falling into a given status class. Environmental management and use of the precautionary principle require transparent and unbiased assessments with regard to the identification of the above likelihood, as well as risks.

The 'one-out—all-out' principle directs management towards those 'quality elements' that are most vulnerable to the most dominant pressures, but it has been criticised by several authors for not complying with the ecosystem approach the Directive is supposed to pursue, as the quality of an ecosystem is not adequately determined by the relative absence of a single biological variable. The status of an ecosystem is not necessarily unfavourable, simply because of the insufficient representation of a single indicator of one of the biological quality elements necessary for the criteria of 'good status'.<sup>35</sup>

The possibility of assessing ecosystems according to variables such as 'quality elements', and their presence or absence, may be attractive to managers, but by condensing information into such variables, the ability to diagnose ecological symptoms is lost. No real diagnostic information is provided by the fact that some species are scarce or absent in a potentially affected site, as compared to a reference site.<sup>36</sup>

## 2.6 Flow—*Conspicuous by its Absence*

Hydromorphological degradation (eg dams, impoundments and loss of riparian vegetation) is a key pressure in riverine ecosystems in Europe and globally, and from a holistic perspective, flow (the hydrological regime) has been identified as the overarching process and structure of the river basin. Consequently, an important variable for its assessment should be found in the hydrological regime.<sup>37</sup>

In other words, the hydrologic interactions, including groundwater/surface water interactions, the timing of low and high flows or water cover, and the magnitude of flow in running-water systems, or periods of flood events, drive many ecological and biochemical processes in a river basin.<sup>38</sup> Thus, all elements of a flow regime have roles in structuring a river ecosystem, and influence

35 Hering and others (n 20) 4013.

36 WR Munns and others, 'Translating Ecological Risk to Ecosystem Service Loss' (2009) 5 Integrated Environmental Assessment and Management 500.

37 cf MA Palmer and DC Richardson, 'Provisioning Services: A Focus on Fresh Water' in S Levin (ed), *The Princeton Guide to Ecology* (Princeton University Press 2009) 631; N Friberg, L Sandin and ML Pedersen, 'Assessing the Effects of Hydromorphological Degradation on Macroinvertebrates Indicators in Rivers: Examples, Constraints, and Outlook' (2009) 5 Integrated Environmental Assessment and Management 86.

38 *ibid.*

fish, macroinvertebrates<sup>39</sup> and macrophytic plant<sup>40</sup> communities, as well as riparian and associated terrestrial ecosystems: in other words, the biological 'quality elements' of section 1.2 Annex V.<sup>41</sup>

Other driving variables, such as temperature, sediment, organic matter and general water quality, the physico-chemical 'quality elements' of section 1.2 Annex V, are dynamic and potentially amenable to flow management. These variables do not arise from water flow alone, but are influenced by it.<sup>42</sup> There is substantial research to support the idea that flow management may be used to improve both the processes and structures of a river basin, if repeated regularly.<sup>43</sup> Consequently, if water flow is part of the assessment, there is the potential for improving the possibility of actually addressing the health of the environment, when constructing management plans and programmes of measures.

At present the hydromorphological 'quality elements' are not considered primary elements (cf section 1.2 Annex V). They are considered only 'supportive' of the biological 'quality elements', and they have no normative definition in Annex V, with regard to 'good status'.<sup>44</sup> Thus, flow is only included in the assessment because of the way it affects the national classification systems for the biological 'quality elements', and a hydrological modification does not necessarily affect the status. This is the case even for bodies of water that are dammed, where anthropogenic flow patterns, such as reduced spring flood, have detrimental effects on the ecosystems and management actions such as environmental flow release is most appropriate. Thus, although the flow regime of a body of water may be significantly altered downstream or upstream from an impoundment or an abstraction, unless the chosen biological indicators are affected, the body of water might meet the criteria for 'good ecological status'.<sup>45</sup>

The point is that water bodies affected by anthropogenic induced flows should not be classified as achieving 'good ecological status' as they are highly affected by the changed flow patterns and stream migrations problems. The protected Swedish river, Vindelälven, is such an example. In the preparatory

39 Macroinvertebrates are organisms that have no spinal column, and are visible to the unaided eye.

40 Macrophytic plants are aquatic plants that grow in or near the water.

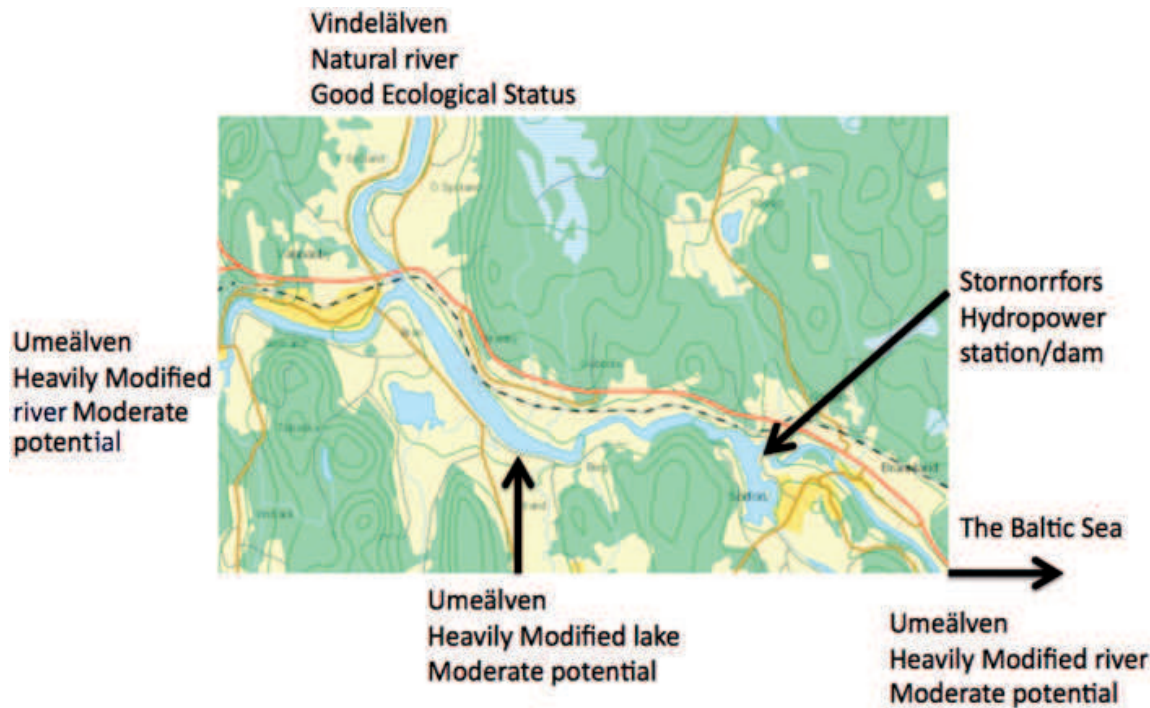
41 C Nilsson and B Malm Renöfält, 'Linking Flow Regime and Water Quality in Rivers: A Challenge to Adaptive Catchment Management' (2008) 13 *Ecology and Society* 18 <<http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art18/>> accessed 7 February 2011; M Acreman and others, 'Environmental Flows from Dams: The Water Framework Directive' (2009) 162 *Engineering Sustainability* 13.

42 AH Arthington and others, 'Preserving the Biodiversity and Ecological Services of Rivers: New Challenges and Research Opportunities' (2010) 55 *Freshwater Biology* 1, 10.

43 B Malm Renöfält, R Jansson and C Nilsson, 'Effects of Hydropower Generation and Opportunities for Environmental Flow Management in Swedish Riverine Ecosystems' (2010) 55 *Freshwater Biology* 49, 54.

44 For the problematic aspect of this, see Friberg and others (n 37).

45 Acreman and Ferguson (n 11).



**Figure 2.** Umeälven and Vindelälven.

works of the Environmental Code, the river is described as being undeveloped in terms of dams and hydropower.<sup>46</sup> However, before Vindelälven reaches the Gulf of Bothnia, it reaches Umeälven, a highly developed river classified as heavily modified and with moderate potential as status (cf section 1.2.5 Annex V), just above the largest dam and hydropower plant in Sweden (2 298 GWh/per year).<sup>47</sup> Still, even the lower parts of Vindelälven are considered by the River Basin Authority to achieve 'good ecological status', despite the entire river basin of Vindelälven being blocked by the dam and hydropower plant, and consequently affected by both the anthropogenic flow patterns and the dam as an obstacle for stream migration (Figure 2).<sup>48</sup>

The omission of flow in the assessment is a flaw in the Directive and reduces the legal objective of 'good ecological status' into an objective unconnected to ecosystem status.<sup>49</sup> Had it been appropriately designed, the Directive would have focused more on the major challenge of facilitating an understanding of natural processes in human-dominated environments, and the consideration of the assessment and management of semi-natural waters and near-natural

46 Prop 1997/98:45 Miljöbalk 240; art 3:6 The Swedish Environmental Code.

47 Second in size largest in energy production. <<http://www.vattenfall.se/sv/stornorrforss.htm>> accessed 24 May 2011.

48 C Nilsson and K Berggren, 'Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulations' (2000) 50 Bioscience 783; R Jansson, 'Bedömning av ekologisk potential i utbyggda vatten i Norrland' (Umeå Universitet 2008); H Lundqvist and others, 'Upstream Passage Problems for Wild Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) in a Regulated River and its Effect in the Population' (2008) 602 Hydrobiologia 111; <<http://www.vattenkartan.se/>> accessed 24 May 2011.

49 cf Renöfalt and others (n 43) 62.



reference conditions, instead of searching for flawed indicators and solutions.<sup>50</sup> Sustainable water management requires methods to ensure that adequate appraisal of the negative impact on river basins and flow not only functions as an adequate remedial action, but may also be used as an appropriate assessment tool for determining whether bodies of water are unlikely to achieve 'good ecological status'.

### 3. Reforming the Water Framework Directive

The emergence of EU legislation such as the Water Framework Directive involves working with large-scale assessment all over the Union, which demands adequate tools for assessing the ecological health of ecosystems distributed over a large geographical region.<sup>51</sup> The Directive appears to have set out on the wrong path: instead of looking forward, its focus has been the past, on efforts to restore pristine states. It is questionable whether the Directive is capable of moving the Union towards more sustainable water management.

The problem does not lie in the legal norm of 'good ecological status' itself, but in the legal and ecological specification of the legal norm in the Directive's annexes. We take on the challenge of turning the legal norm into an adequate ecological provision. This is challenging not only because it requires a rethinking of the Directive's provisions, but also because it introduces contemporary ecological concepts that may be unfamiliar to legal scholars.

#### 3.1 *Laying a New Foundation—'High Ecological Status' Redefined*

The aims of the Directive—for example, preventing further deterioration, protecting and enhancing the status of aquatic ecosystems—need to be based on points of reference, but if the concepts of trajectories, path dependency and self-organisation are not included, failure is the probable outcome.<sup>52</sup>

A promising first step would be to redefine 'high ecological status' as a state wherein the ecosystems maintain themselves independently of management,<sup>53</sup> which should be comparable to a resilient ecosystem with a high level of adaptive capacity, in which management is not needed for maintaining the

50 Dufour and Piegay (n 13) 575; cf ML Rosenzweig, 'Reconciliation Ecology and the Future of Species Diversity' (2003) 37 *Oryx* 194.

51 G Gayraud and others, 'Invertebrate Traits for the Biomonitoring of Large European Rivers: An Initial Assessment of Alternative Metrics' (2003) 48 *Freshwater Biology* 2045.

52 Duarte and others (n 25).

53 There might eg be some rivers that are actively managed (eg for salmon fisheries purposes) and may seem to achieve good status. However if a river is depending on management for upholding its status it will never reach high status; if the river is too dependent on management it may even be classified as 'unnatural', ie heavily modified, or only achieving moderate status as the river in its present form would not be resilient enough.

complete array of ecosystem services.<sup>54</sup> These may be defined by the use of traits<sup>55</sup> in near-natural reference conditions.<sup>56</sup> By redefining the reference conditions in this way, the provision of 'good ecological status' would move towards an assessment that is more in line with modern ecological thinking. The achievement of 'good ecological status' would no longer be about static reference conditions focused on stability and equilibrium; instead, the focal points would be resilience<sup>57</sup> and flexibility, necessary for accommodating the inevitable natural and anthropogenic pressures.<sup>58</sup> Incorporating an *understanding* of resilience into the provision would shift attention from the restoration of the pristine, to the achievable and functional aim of rehabilitating<sup>59</sup> stressed ecosystems.<sup>60</sup> Thus, the baseline should be constructed on the basis of the *potential* inherent in the ecosystems, in terms of ecosystem services, and the term 'ecosystem functioning' (cf Article 2(21)) should be avoided;

54 Ecosystem services that need to be included are such as: provision of water supplies, provision of food, water purification/waste treatment, flood mitigation, drought mitigation, provision of habitat, soil fertility maintenance, nutrient delivery, maintenance of coastal salinity zones, recreational opportunities etc. See S Postel and B Richter, *Rivers For Life* (Island Press 2003) 8.

55 See n 4 above for a definition.

56 Ecosystem services could also provide one of the strongest conceptual frameworks for presenting management priorities to the public. The motivation to measure ecosystem services comes in part from recognising that in any coupled, social–ecological system, there will always be trade-offs that must be balanced, and when something valuable is lost, the potential needs to be rebuilt. Thus, instead of trying to leave to future generations an environment that is identical to some past state, a functional legislative objective would be to rehabilitate and sustain both functional integrity and the services provided by ecosystems. MA Palmer and others, 'Standards for Ecologically Successful River Restoration' (2005) 42 *Journal of Applied Ecology* 208; KMA Chan and others, 'Conservation Planning for Ecosystem Services' (2006) 4 *PLOS Biology* 2138; T Hatton-Ellis, 'The Hitchhiker's Guide to the Water Framework Directive' (2008) 18 *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 111, 114; JP Rodriguez, 'Conservation of Ecosystem Services' in Levin (n 37) 677; Palmer and Richardson (n 37) 627; Duarte and others (n 25); Dufour and Piegay (n 13) 571.

57 Resilience is both an ecosystem property and an important ecological service, offering insurance against loss of valued processes. However, resilience and the allied concept of regime shifts are difficult to measure and predict, which makes these two concepts unsuitable as measurable legal objectives; they are possible results of failed or successful governance, but not functional legal objectives or variables, at this time. cf McGill and others (n 4); SF Thrush and others, 'Forecasting the Limits of Resilience: Integrating Empirical Research with Theory', (2009) 276 *Proceedings of the Royal Society of Biological Sciences* 3209.

58 J Norberg and G Cumming, 'Complexity Theory for a Sustainable Future: Conclusion and Outlook' in J Norberg and G Cumming (eds) *Complexity Theory for a Sustainable Future* (Cambridge University Press 2008) 283–285.

59 In the processes of formulating achievable legal aims for the Directive, it is important that the assessment and classifications do not neglect the differences between the narratives of 'rehabilitation' and 'restoration'. Restoration implies a return to an original pristine state, while rehabilitation is more concerned with returning an ecosystem to a functional state, such as providing ecosystem services, and allowing the ecosystem to self-organize over time. TL Crisman, 'The Ecology of Bay-Delta Restoration: An Impossible Dream?' in M Doyle and CA Drew (eds), *Large-Scale Ecosystem Restoration: Five Case Studies From the United States* (Island Press 2008) 156.

60 cf Thrush and others (n 57).

**Table 1.** The redefinition of the general definition for rivers, lakes, transitional and coastal water

| High ecological status   | Good ecological status  | Moderate ecological status  |
|--|---|---|
| There are no, or only minor anthropogenic alterations to the values of the traits of the body of surface water, when compared to those normally associated with a body of water where management is not needed for maintaining the complete array of ecosystem services. | The values of the traits for the body of surface water show low levels of distortion resulting from human activity but deviate only slightly from those normally associated with the bodies of surface water classified as achieving high status. | The values of the traits for the body of surface water deviate substantially from those normally associated with bodies of surface water classified as achieving high status. The values show substantial signs of distortion resulting from human activity, and are significantly more disturbed than those under conditions of good status. |
| The values of the traits for the body of surface water reflect those normally associated with a resilient ecosystem with a high level of adaptive capacity, and show no, or only minor evidence of distortion of the ecosystem services it provides.                     |   |   |

instead, reference should be made directly to ecosystem processes or structures that provide the relevant ecosystem services.<sup>61</sup>

The redefined 'high', 'good' and 'moderate' statuses (cf section 1.2. Table 1.2. of Annex V) that we suggest are presented in Table 1.

Due to this status redefinition there is a need to identify the ecosystem services and part with an individual species approach, as the ecosystem would be described by a multitude of traits rather than individual species.<sup>62</sup> The identification of ecosystem services would be accomplished by identifying services in less-human-dominated water bodies, and preferably river basins, that may be understood to uphold near-natural reference conditions. This approach has the advantage of revealing species traits, and showing how these are linked to ecosystem services, in contrast to the Directive's approach, in which the highest value is assigned to defunct ecosystems from which humans were absent: ecosystems no longer found.<sup>63</sup>

61 cf Norberg and Cumming (n 58) 50.

62 NL Poff, 'Landscape Filters and Species Traits: Toward Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology' (1997) 16 *Journal of the North American Benthological Society* 391; B Statzner and LA Beche, 'Can Biological Invertebrate Traits Resolve Effects of Multiple Stressors On Running Water Ecosystems?' (2010) 55 *Freshwater Biology* 80.

63 Baird and others (n 4).

To establish functional environmental objectives, it is important to recognise that society and ecosystems are intertwined, and from a system perspective, functioning ecosystems contribute to the wellbeing of ecological and social components of the broader environmental system. As the climate changes, there is also the need for reference and variable systems that are able to accommodate change, and not be at risk of becoming redundant, as the 'quality elements' are likely to be. However, with a focus on ecosystem services and traits, the former is possible.<sup>64</sup> Managing the environment from this system perspective is likely to yield greater benefits for humans and other organisms than a reductionist approach that focuses on biological 'quality elements' in isolation from the broader environmental system.<sup>65</sup>

### 3.2 *Ecological Health and Legal Compliance—The Need for Measurable Variables*

Different ecosystem properties have been suggested as variables for ecosystem assessment, some with reference to the identified flaws in the Directive, for example:

- Parsimony of nutrient supply, a characteristic structure, including both physical structure and food web structure, and spatial connectedness;<sup>66</sup>
- Environmental gradients, the interacting milieu and performance currencies;<sup>67</sup>
- Vigour, organisation and resilience;<sup>68</sup>
- Naturalness.<sup>69</sup>

All these examples emphasise the important point that the legal governance of the Directive is flawed, and that the legal and management focus should instead be directed at such factors as structures and processes of the aquatic ecosystems, rather than the narrow scope of specific 'quality elements' described in section 1.1 of Annex V.<sup>70</sup> However, the ecosystem properties above all fall short of upholding the legal criteria of uncomplicated measurability needed to produce an assessment system that is in line with legal certainty.

From an *ecological* point of view, it is important to not repeat the mistakes of the past by using a simple, unique formula to define the statuses of

64 cf Hughes and others (n 10); McGill and others (n 4); Moss (n 16).

65 Munns and others (n 36).

66 Moss (n 29); Moss (n 16).

67 McGill and others (n 4).

68 A Basset, 'Aquatic Science and the Water Framework Directive: A Still Open Challenge Towards Ecogovernance of Aquatic Ecosystems' (2010) 20 *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 246.

69 Dufour and Piegay (n 13) 574.

70 cf Solimini and others (n 30).

ecosystems.<sup>71</sup> It is necessary to look beyond the use of single biological indicators. Thus, there is a need for variables that may be used to indicate the statuses of the bodies of water, and infer the individual ecological characteristics and potential of each. This would include a more dynamic understanding of species diversity, which contrasts with traditional ambitions, such as restoring previous ecosystems and preserving endangered species.<sup>72</sup>

From a *legal* perspective, it is important to connect an assessment system to measurable variables. It is important for the legal framework not to be established on general characteristics, such as connectedness, structure of the food web, available nutrient supply, resilience or naturalness alone; these general ecological properties must be connected to measurable variables that can be understood and used within the established legal system and by the public.

Measurable variables for assessing environmental health are necessary for supervising and enforcing environmental legislation as well as specific permit conditions. When working within a target-orientated directive, with environmental objectives as the common targets, measurable variables are also needed, to allow for evaluation of compliance and comparability between the environmental obligations of the Member States.

An important part of the Water framework Directive is public involvement in river basin management and therefore the assessment system must be comprehensible to the public. This calls for transparency and simplicity of the legal constructs.

### 3.3 Traits—Taking us into the 21st Century

Our suggestion is that the ecological concept of traits be used as variables for measuring ecological status. Using traits as variables will address the problems with the legal constructs of the Directive that we have described above.

In ecology, a trait is defined as a physiologically, morphologically and ecologically well-defined and measurable attribute of a species or other taxonomic entity.<sup>73</sup> Traits describe the physical characteristics of species, their ecological niches, or their functional roles within ecosystems. Traits may be categorised as biological or ecological traits, for example. The biological traits consist of the species' life-history characteristics, such as the size of the organism, the duration of the life cycle, and its mode of reproduction. Ecological

71 Moss (n 29).

72 cf Moss (n 29); J Norberg and others, 'Diversity and Resilience of Social-Ecological Systems' in Norberg and Cumming (n 58) 70–71. However, in practice, individual species approaches have limitations and often fail to protect rare species or red listed species. Protecting ecosystem services based on traits is a reasonable development of the legal assessment processes. cf M Vandewalle and others, 'Functional Traits as Indicators of Biodiversity Response to Land Use Changes Across Ecosystems and Organisms' (2010) 19 *Biodiversity Conservation* 2921.

73 See n 4 for further explanation and references.



traits consist of habitat preferences, such as type of substratum, current velocity or trophic<sup>74</sup> status of the area in which an organism prefers to live. Thus, examples of ecological traits might be the ability to withstand high water flow, heavy flood pulses or eutrophication. A functional trait of an organism—being an ecological or biological trait—is one that strongly influences the organism's performance. Thus, a functional trait is one that is fundamental to the life of the organism, is a key instrument for identifying the interaction between traits and ecosystem services, and normally requires few sampling efforts.<sup>75</sup> Hence, a functional trait reflects adaptations to variations in the physical and biotic environment and trade-offs among different functions within the organism.<sup>76</sup> The functional traits of an organism determine its response to various pressures, and its effect on ecosystem processes and services.

There is a growing consensus that the quantification of the type, range and relative abundance of functional traits in ecosystems may contribute substantially to the assessment of ecosystem status, and may be used to assess the risk of losing the potential found in ecosystems, eg ecosystem services.<sup>77</sup>

In our redefinition of ecological status, above, we linked high status to a situation where management is not needed for maintaining the complete array of ecosystem services, and named traits as the variable of assessment. To assess ecosystem services and traits, you first identify the trait–service association, that is, identify the allocation of relevant ecosystem processes and structures to each ecosystem service, and identify which organisms or groups of organisms control these processes and structures. Secondly, the traits and mechanisms by which these organisms affect ecosystem processes and structures must be identified. Examples could be nitrogen fixing, tolerance to temperature, depth or flow (the hydrological regime), climate change and so on.<sup>78</sup> The identified traits would henceforth be associated with specific ecosystem structures and processes, and single or multiple structures and processes

74 The position of a species in relation to the chain of energy or nutrients.

75 See P Bady and others, 'Use of Invertebrates Traits for the Monitoring of European Large Rivers: The Effects of Sampling Effort on Genus Richness and Functional Diversity' (2005) 50 *Freshwater Biology* 159.

76 Organisms have a limited amount of time and energy throughout their life cycles. Consequently, limited resources are allocated to various aspects of the cycle, to achieve an adaptation to the environmental constraints affecting the organism. How the life cycle unfolds and how the energy is allocated make up an adaptive strategy; this development may be understood as including the life-history characteristics of the organism. Thus, the adaptive strategy of an organism is determined by genetic and environmental constraints that result in attributes or traits that may be used to determine the organism's function in the ecosystems, and response to stress. Korfiatis and Stamou (n 4); F de Bello and others, 'Toward an Assessment of Multiple Ecosystem Processes and Services via Functional Traits' (2010) 19 *Biodiversity Conservation* 2873.

77 *ibid*; PJ Van den Brink and others, 'Trait-Based Approaches in Bioassessment and Ecological Risk Assessment: Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats' (2011) 7 *Integrated Environmental Assessment and Management* 198.

78 *ibid*.



would be associated with different ecosystem services.<sup>79</sup> Finally, the ecological status may be measured according to the relative frequency of a particular trait, resulting in a trait value.<sup>80</sup>

An assessment system based on traits would enhance the possibility of achieving the objective of ‘good ecological status’, in contrast to the current approach, which uses biological ‘quality elements’, since a trait, as a variable, would address the complexity we find in ecosystems, by focusing the assessment on the interaction between organisms and ecosystems. Thus, instead of only addressing small parts of ecosystems, and from these parts, making generalisations regarding the whole of the environment—as the Directive does, with the construct of ‘quality elements’—an assessment based on traits would address the fundamental properties of the ecosystems as such. Traits are vital parts of the mechanism underlying fundamental ecosystem properties, while species are primarily results of these properties.<sup>81</sup>

With the use of traits, the assessment process would provide a greater degree of feedback on community functioning, in contrast to that achieved with the use of single biological indicators, or species richness in general.<sup>82</sup> If ecosystems are described by a multitude of traits, rather than a single or a combination of species, the assessment can provide a more complete understanding of the ecosystems structures and processes.<sup>83</sup> By abandoning the unprofitable approach of measuring ecological status via traditional indicator species or ‘quality elements’, as described in Section 2.4, we leave behind an approach that measures status regardless of species functions in the ecosystems. In contrast to the use of indicator species, traits have the advantage of being directly related to ecosystem processes and structures.

We addressed the baseline or reference issue in Section 2.2, where we explained how the ecological status of a body of water is based on a continually changing combination of factors—a fact that was not accounted for in the Directive’s construct of historical ‘reference conditions’. To account for these ecosystem dynamics, in Section 3.1, we incorporated the concepts of resilience and management independence into our definition of ‘high status’. Using traits as variables increases the likelihood of achieving ecosystems that contain species that respond differently to changing conditions. This would consequently improve ecosystem resilience. Fluctuations, natural or anthropogenic,

79 *ibid.*

80 See J Norberg, ‘Beyond Biodiversity: Other Aspects of Ecological Organization’ in Levin (n 37) 591–696; NL Poff and others, ‘Developing Linkages Between Species Traits and Multiscaled Environmental Variation to Explore Vulnerability of Stream Benthic Communities to Climate Change’ (2010) 29 *The North American Benthological Society* 1441.

81 Basset (n 68).

82 See JD Allan, ‘Landscape and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems’ (2004) 35 *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 257.

83 Statzner and Beche (n 62).

would have less effect on the performance of the species group as a whole, and, by extension, on valuable ecosystem services.<sup>84</sup>

The intercalibration process of the Member States' classification systems, described in Section 2.1, was established to ensure that the environmental objective of 'good status' is similar among the Member States.

Since traits, at least in Europe, do not present large climatic differences, an assessment system based on traits would be compatible at the ecoregion<sup>85</sup> level. Thus, similar trait–service associations may serve as references for the implementation process in different Member States, making the assessment process comparable, both in terms of reference states for implementation, and during the management cycles.<sup>86</sup> Hence, the near-natural reference points used to derive a trait value for 'high status', for example, rivers that do not suffer from extensive pollution, regulation, or exploitative actions as the result of dams or hydropower plants,<sup>87</sup> could serve as reference points that, first, exist, and, second, are applicable to large areas of the Union. Thus, different organisms living in different habitats, but with similar environmental characteristics, would be comparable to the extent that they contribute with similar functions, and their functional traits would, to a large extent, be comparable over the Union, consequently providing a foundation for a more shared assessment process within the EU.<sup>88</sup> It would also be easier to compare observed sites and reference sites, and to 'objectively' define the ecological status of a given site.<sup>89</sup> It would bring the assessment in line with contemporary ecology, and at the same time, address the current absence of simplicity, generality and intercomparability in the Directive.<sup>90</sup>

For example, to determine the ecological status of a river basin, we find our reference point for high ecological status in a few less human-dominated rivers where management is not needed to uphold the full array of ecosystem services. We then identify the functional traits, for example *body size*,<sup>91</sup> that are sensitive to hydromorphological degradation by dams and hydropower installations. By measuring the trait *body size* of different organisms, for example different fish species, we would be measuring their tolerance to the

84 Norberg and others (n 72) 48–51.

85 A relatively large area, including both land and water that contains a geographically distinct assemblage of communities.

86 See B Statzner and others, 'Invertebrate Traits for the Biomonitoring of Large European Rivers: An Initial Assessment of Trait Patterns in Least Impacted Rivers Reaches' (2005) 50 *Freshwater Biology* 2136; Van den Brink and others (n 77).

87 For example, in Sweden the protected rivers, Torneälven, Kalixälven, Piteälven, and Vindelälven may be used as near-natural reference points to derive trait reference values.

88 V Archaimbault, P Usseglio-Polatera and JP Vanden Bossche, 'Functional Differences Among Benthic Macroinvertebrate Communities in Reference Streams of the Same Order in a Given Biogeographic Area' (2005) 551 *Hydrobiologia* 171; Statzner and Beche (n 62).

89 *ibid*; Bady and others (n 75).

90 Basset (n 68).

91 *Body size* is a deliberate simplification of the more accurate ecological term 'balance of feeding guilds of invertebrates or fish species'.

hydrological regime, which provides a trait value that may be associated first with the process and structure of *water flow*, second, with the property/general characteristic of *connectedness*,<sup>92</sup> and third, to the ecosystem service of *recreation*.

As this trait value would relate to hydromorphological degradation, it would call for rehabilitative actions that address the hydrological regime, and not only traditional and reductionist actions such as enhancing habitat heterogeneity and structural complexity. In this way, the legal system, assessment and management would be directed at the actual health problems of the bodies of water, and the river basin as a whole.<sup>93</sup>

There is of course a need for several functional traits associated with the ecosystem process, structure and services to ensure that bodies of water are assigned their correct ecological status. However, even from this basic example, it is possible to formulate permit conditions regarding the reduction of barrier effects and flow management. The administrative body would be able to measure trait values as they today measure the pollution of an affected river, for example, and thereby be able to enforce permit conditions that link to the objective of 'good ecological status'.

Our point is that functional traits, as they represent the life-history adaptations of species, are variables that are well suited to the construction of legal criteria, and would direct the management towards the aim of upholding ecosystem services. Thus, the approach suggested here is that measurable functional traits, which may be linked to valuable ecosystem services, constitute a logical development for legal assessment processes.<sup>94</sup>

## 4. Conclusion

It is striking that 'The Water Framework Directive'—an extensive, supposedly collaborative effort joining social scientists and natural scientists—is so poorly designed. The Directive reflects the traditional method of aiming for ideal states, supported by the use of an obsolete understanding of ecology, to legitimise its pursuit of the pristine, ideal state.<sup>95</sup>

92 Connectedness refers to the connectivity within a river basin (between water bodies) and with other ecosystems—eg terrestrial.

93 Friberg and others (n 37); MA Palmer, HL Menninger and E Bernhardt, 'River Restoration, Habitat Heterogeneity and Biodiversity: A Failure of Theory or Practice?' (2010) 55 *Freshwater Biology* 205.

94 Van den Brink and others (n 77); for an example of biological traits of lotic invertebrates as an assessment variable, see Gayraud and others (n 51).

95 The USA 'Endangered Species Act' is one well-known example of this: DJ Spieles, *Protected Lands: Disturbance, Stress, and American Ecosystem Management* (Springer 2010) 31; H Doremus, 'The Endangered Species Act: Static Law Meets Dynamic World' (2010) 32 *Washington University Journal of Law & Policy* 175.

The ecological variables of the norm of 'good ecological status' are established legally by a number of legal constructs: 'reference conditions', 'typology' of bodies of water, 'biological quality elements' and the 'one out—all out' principle. Inherent in these concepts are obsolete perceptions of environmental quality and of the functioning of ecosystems.

Article 20 allows for technical adaptations to Annex II, under the initiative of the Commission. It creates opportunities for changes to the prescribed typology systems, and to some extent, for an adjustment to the established reference conditions. However, the problems we have addressed cannot be solved without changes being made to Annex V, which prioritises the use of the biological 'quality elements'. Unfortunately, the Directive does not allow for technical changes to Annex V, as it does to Annex II. However, the Commission will review the Directive in 2019, and suggest any necessary changes (cf Article 19(2)).

This means that a change in Annex V is possible within eight years. During the past ten years, scientists have tried to establish points of reference for implementing the Directive, without significant success.<sup>96</sup> We have crossed a threshold in time, and it seems appropriate to begin discussing how the fundamentals of the Directive may be improved, thereby enabling it to achieve its objectives.

It should be emphasised that the problem does not lie in the objective of 'good ecological status' and legal norm itself, but in the legal and ecological specification of the norm in the Directive's annexes, which turns the legal norm from a key provision of the Directive into an inadequate ecological characterisation. There is the risk that, in their efforts at implementation, the Member States will attempt to restore their ecosystems toward some unattainable pristine state, which may even have an adverse effect on ecosystem services, since the objective would be to restore a pristine referential state and not rehabilitate the trajectory of the ecosystems and thereby try to reverse the fundamental changes that have already taken place.

Under these circumstances, implementing strong measures affecting private property may be undesirable, as long as the current formulations are maintained. It will also become difficult for the Commission to argue for stringent compliance, as it is both impossible, and in some instances likely to be inappropriate, to try to achieve the objective of 'good ecological status'. Consequently, it seems necessary to reinterpret the norm, to make it compatible with contemporary ecological concepts, and so become a key provision that guides the Union towards more sustainable water management.

For the reformation of the annexes, we would like to propose, first, that 'high ecological status' is redefined as a state wherein the ecosystems maintain themselves independently of management, including providing the full array

96 Nöges and others (n 25); COM (2009) 156 final; Basset (n 68).

of ecosystem services; secondly, that the hydrological regime needs to be used in the assessment; and, thirdly, that traits should be used, instead of the 'quality elements'.

As we question the possibility of achieving restoration, and instead promote the idea of rehabilitation, there are several other constructs in the Directive that need to be changed, for example, the replacement of certain narratives: restoration with rehabilitation (see Article 4), quality with health (see Article 1), and function with processes (see Article 2(21)).<sup>97</sup>

We hope this article provides a starting point for a productive discussion on how to improve the likelihood of EU Directives achieving environmental objectives such as 'good ecological status'.

97 As mentioned earlier, function is not an appropriate term; instead, processes should be used; function easily become confusing as it may be linked to a functional trait, functional group, functional diversity or ecosystem functioning; the use of function is thus prone to result in confusion or misinterpretations, see Norberg (n 72). For more information regarding the perspective of rehabilitation as opposed to restoration, see GJ Bierley and KA Fryirs (eds), *River Futures – An Integrated Scientific Approach to River Repair* (Island Press 2008).

# The Programme of Measures of the Water Framework Directive – More than just a Formal Compliance Tool

**Lasse Baaner**

Institute of Food and Resource Economics, Rolighedsvej 25,  
DK-1958 Frederiksberg C, Denmark  
lb@fol.dk

---

## Abstract

This article explores the requirements of the Water Framework Directive with regard to the programme of measures for achieving environmental objectives. It analyses Article 11 of the directive and other legal provisions concerning the content of the programme, and identifies four kind of provisions: provisions for including measures for achieving environmental objectives, provisions for including measures for fulfilling other obligations in the Water Framework Directive, provisions for including measures for fulfilling obligations in other environmental directives, and provisions concerning the legal design of the Member States' water management. This article concludes that a number of the provisions in Article 11 direct the legal design of the Member States' water management in greater detail than that which follows from the obligation to achieve the environmental objectives of Article 4 of the directive, and that the freedom to decide on how to attain the environmental objectives of the directive is limited thereby.

## Keywords

Water Framework Directive, programmes of measures, environmental objectives, water management, river basin management planning.

## 1. Introduction

A programme of measures is a legal instrument that is gaining ground in the environmental Community legislation. For example, it is used in the Water Framework Directive<sup>1</sup> of 2000, the Marine Strategy Framework Directive<sup>2</sup>

---

<sup>1</sup>) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ 2000 L 327/1.

<sup>2</sup>) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, OJ 2008 L 164/19.



of 2008, and in the proposed Soil Framework Directive<sup>3</sup>, as an instrument for directing measures and activities to achieve certain environmental objectives and goals. The Water Framework Directive accordingly establishes provisions for applying the environmental objectives to bodies of water, and for designing a programme of measures to achieve these objectives.<sup>4</sup> This is the directive's general planning regime, and it is reflected in Article 11(1), according to which each Member State shall ensure the establishment of a programme of measures for each river basin district, in order to achieve the objectives established under Article 4.<sup>5</sup> A summary of the programme of measures should be included in the river basin management plan (cf. Annex VII, no. 7).

The directive includes a number of procedural requirements for establishing the programme of measures. The programmes were to be established by the end of 2009, at the latest, and all the measures should be operational by the end of 2012, at the latest (cf. Article 11(7)). For the water management planning to be adaptive, the effects of the programmes of measures must be monitored (cf. Annex V, sections 1.3.2., 1.3.3., and 1.3.5.). The programme of measures must be summarized in the river basin management plan (cf. Annex VII(7)). River basin management planning has a six-year cycle, and in 2015, and every six years thereafter, the programmes of measures are to be reviewed and updated accordingly (cf. Article 11(8)). Any new or revised measures established under an updated programme are to be put into effect within three years of their establishment.

If monitoring or other data indicate that the objectives established under Article 4 for bodies of water are unlikely to be achieved, the Member State in question is obligated to ensure that the causes are investigated, permits and authorizations are reviewed, monitoring programmes are adjusted and targeted, and additional measures are established (cf. Article 11(5)). This obligation applies continuously throughout the planning periods, and does not appear to be linked to the six-year planning cycle.

<sup>3</sup>) Proposal for a directive of the European Parliament and of the Council, establishing a framework for the protection of soil and amending Directive 2004/35/EC, COM(2006) 232.

<sup>4</sup>) A short, general, legal examination of Article 11 is given by *D. J. E. Grimeaud*, *Reforming EU Water Law: Towards Sustainability?* (Part 2), *European Environmental Law Review* 2001 (10), p. 88, 127; *W. Howarth & D. McGillivray*, *Water Pollution and Water Quality Law*, 2001, pp. 333–379; *P. A. Chave*, *The EU Water Framework Directive: An Introduction*, 2001, pp. 98–113.

<sup>5</sup>) This reflects a basic synoptical approach to planning, as described in the classic work of *E. C. Banfield*, *Ends and Means in Planning*, *International Social Science Journal* 1959 (XI).

Where a river basin is shared by Member States, the Member States shall ensure that the programme of measures is coordinated for the whole of the river basin district (cf. Article 3(4)).<sup>6</sup> At the request of the Member States involved, the Commission shall act to facilitate the establishment of such coordinated programmes of measures.

Along with the more procedural requirements, the directive provides detailed specifications concerning the content of the programmes. The aim of this article is to provide a legal analysis of those specifications concerning the content of the programmes.

## 2. Provisions Concerning the Content of the Programme of Measures

In analysing the requirements concerning the content of the programmes, we must initially consider some important general differences between the requirements conjoined in Article 11. First, it should be noted that Article 11 comprises formal requirements, as well as substantive management requirements:

- Formal specifications of what is to be described in the programmes. Article 11 functions in this situation as a kind of table of contents for the programmes.
- Substantive requirements concerning the establishment and use of specific legal instruments for water management. With such requirements, Article 11 steers the construction or the legal design of water management in the Member States.

When Article 11 embeds substantive provisions for the Member States' water management, it directs and restrains the design of the Member States' regulatory systems. This substantive content of Article 11 needs particular attention, as the requirements concerning the Member States' water management are somewhat hidden in the more formal 'table of contents' listing of the subjects to be addressed through the programmes.

---

<sup>6</sup> The obligation to coordinate is examined by *M. van Rijswijk, H. Gilissen & J. J. H. van Kempen*, The Need for International and Regional Transboundary Cooperation in European River Basin Management as a Result of New Approaches in EC Water Law, ERA-Forum 2009; *P. Wouters* What Lessons From Europe? A Comparative Analysis of the Legal Frameworks That Govern Europe's Transboundary Waters, Environmental Law Reporter: News & Analysis 2006 (36), pp. 1, 1–20.

Another general classification should be made within the formal ‘table of contents’ requirements with regard to the legal duties and aims to which these reporting requirements refer:

- The first category of measures includes those needed to achieve environmental objectives. A number of provisions in Article 11 actually require nothing more than achieving the environmental objectives of Article 4, as they are applied to individual bodies of water.
- The second category of measures specified in the programme consists of those directed at fulfilling other provisions and obligations concerning water planning, regulation, and management in the Member States, besides the established environmental objectives. In these cases, the programme of measures is used as an instrument to document the fulfilment of the Water Framework Directive requirements in general, and not only its environmental objectives.
- The third category of measures to be formally specified in the programme includes those that address the fulfilment of provisions in other environmental directives relevant to the protection and management of water resources. In this case, the programme of measures is used as an instrument to achieve a wider range of the European Community’s water-management-related objectives and policies than those in the Water Framework Directive.<sup>7</sup>

According to these general classifications, the detailed analysis given here will present different kinds of legal requirements concerning the programme of measures:

- Formal provisions for describing some of the measures needed to achieve the environmental objectives of Article 4.
- Formal provisions for describing the measures needed to fulfil some of the other obligations in the Water Framework Directive—apart from those in Articles 11 and 4.
- Formal provisions for describing the measures for fulfilling obligations in other environmental directives.
- Substantive provisions in Article 11 addressing the Member States’ water management, and formal provisions for describing the measures for fulfilling this obligation in the programme of measures.

---

<sup>7)</sup> See also, Proposal for a Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy, COM (1997) 49, 14.

### 3. Provisions for Describing Measures Needed to Achieve the Environmental Objectives

The first section of this legal analysis addresses the provisions in Article 11 that do not require more than a description of measures taken or planned, in order to achieve the environmental objectives of Article 4. Not all the measures taken to achieve the environmental objectives are to be included in the programme, according to Article 11, however it addresses some specific measures taken in this respect. This is the case with the basic measures noted in paragraphs i, j, and k of Article 11(3), measures concerning force majeure situations as per Article 4(6), and the supplementary measures as per Article 11(4).

#### 3.1. Article 11(3)(i), Concerning Hydromorphological Elements

It follows from Article 11(3)(i) that the programme of measures shall include measures to ensure that the hydromorphological conditions of the bodies of water are consistent with the achievement of environmental objectives, where significant adverse impacts on the statuses of bodies of water are identified under Article 5 and Annex II. Article 11(3)(i) further States that controls for this purpose *may* take the form of requirements for prior authorization, and that such controls shall be periodically reviewed and, where necessary, updated.

Taking a body of surface water to which no alternative<sup>8</sup> environmental objectives are applied, the environmental objectives requires ‘good status’ by 2015 (cf. Article 4(1)(a)(ii)). ‘Good status’ means that both chemical and ecological statuses are at least ‘good’ (cf. Article 2(18)). Article 2(18), together with Article 2(21), refers to Annex V for further specification of which parameters or ‘quality elements’ are considered when determining ecological status. Among these parameters are hydromorphological elements, such as ‘hydrological regime’, ‘river continuity’, and ‘morphological conditions’ (cf. Annex V(I.1.1.-I.1.4.)). These are found to be good, if they are ‘consistent with the achievement of the values specified for the biological quality elements’ (cf. Annex V(I.2.1.-I.2.4.)).

Accordingly, there is an obligation to restore or uphold hydromorphological conditions derived from the environmental objective of ‘good status’,

<sup>8</sup> The objectives derogating from that of achieving ‘good status’ by 2015 have been jointly named ‘alternative objectives’, cf. *W. Howarth, Aspirations and Realities Under the Water Framework Directive: Proceduralisation, Participation and Practicalities*, J Environmental Law 2009 (21), pp. 391, 391-417.

which requires the restoration of hydromorphological conditions of bodies of water as far as is needed to achieve the environmental objectives. The wording of Article 11(3)(j) and Article 4, with its references to Annex V, is slightly different, but the legal content is the same.

### 3.2. *Article 11(3)(j), Concerning Direct Discharges of Pollutants into Groundwater*

Article 11(3)(j) obligates the Member States to include measures for prohibiting direct discharges of pollutants into groundwater—subject to specified exemptions<sup>9</sup>—in their programme of measures. This ban on the direct discharge of pollutants into groundwater is directly established as one of the environmental objectives for groundwater, as Article 4(b)(i) requires that the Member States implement the necessary measures for preventing or limiting the discharge of pollutants into groundwater, and makes an explicit reference to Article 11(3)(j).

As is the case with Article 11(3)(i), Article 11(3)(j) may be understood as a merely formal obligation to describe the measures for fulfilling the environmental objectives in the programme of measures, and to specify how they address the objectives' requirements for a ban on direct discharges into groundwater.

### 3.3. *Article 11(3)(k), Concerning Priority Substances*

Article 11(3)(k) requires the programme of measures to include measures for eliminating pollution of surface waters by those substances specified in the list of priority substances, agreed upon pursuant to Article 16(2)<sup>10</sup>, and to progressively reduce pollution by other substances that might prevent Member States from achieving the objectives set out in Article 4. The obligation to eliminate the pollution of surface waters by those substances specified in the list of priority substances is also established in Article 4(1), but with slightly different

<sup>9</sup> The exemptions noted in Article 11(3)(j) include the amendment concerning CO<sub>2</sub> storage, cf. Article 32 in directive 2009/31/EC of the European Parliament and of the Council on the geological storage of carbon dioxide, OJ 2009 L 140/114.

<sup>10</sup> Annex X, with the list of priority substances, is given in decision no. 2455/2001/EC of the European Parliament and of the Council of 20 November 2001, establishing the list of priority substances in the field of water policy, OJ 2001 L 331/1, and is amended by Article 10 in directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, OJ 2008 L 348/84.

wording. Regarding priority hazardous substances, Article 11(3)(k) and Article 4(1)(a)(iv) require their phasing-out.

Concerning priority substances, Article 11(3)(k) requires measures for eliminating pollution by these, whereas Article 4(1)(a)(iv) only requires the implementation of the necessary measures, with the aim of progressively reducing pollution by priority substances. The obligation in Article 11(3)(k), to progressively reduce pollution by substances other than priority substances and priority hazardous substances is not expressly established in Article 4. However, it follows from the wording of 11(3)(k), that it only includes pollution that is likely to hinder the achievement of the environmental objectives. The obligation to progressively reduce [all] other substances does not, against that background, require more of the Member States than what follows from Article 4.

Accordingly, Article 11(3)(k) may also be regarded as being purely an obligation to describe the measures taken or planned in the programme of measures, concerning priority substances and priority hazardous substances. It does not set new substantive legal requirements concerning the Member States' water management, other than what follows from the application of the environmental objectives.

#### 3.4. *Article 4(6), Concerning Deterioration Owing to Force Majeure*

Apart from the paragraphs in Article 11, there are only a few other stipulations in the Water Framework Directive that address the content of the programme of measures. One of these is Article 4(6), which states that temporary deterioration of the status of bodies of water does not compromise the directive's requirements if it is a result of force majeure, and if it meets a number of conditions, as described in the Article. One of the conditions is that the programme of measures include measures to be taken in such force majeure situations, and that the measures in these instances should aim to restore the body of water to the status existing prior to the force majeure incident (cf. Article 4(6)(c)).

Articles 4(1)(a)(i) and 4(1)(b)(i) include a non-deterioration clause as a part of the environmental objectives<sup>11</sup>, and Article 4(6) addresses the situations to which this non-deterioration clause does not apply. Article 4(6) is an integrated part of the environmental objectives of Article 4. The provision in Article 4(6) regarding the programme of measures is simply a formal obligation to describe

<sup>11</sup> For the non-deterioration clause, see A. Barreira, *The Water Framework Directive and Its Non-Deterioration Clause: Practical Implications for the Spanish Hydrological Plan*, Elni



the measures necessary for reaching the environmental objectives of Article 4 of the programme. There is no apparent reason for not including this provision in a paragraph together with the similar provisions in Article 11.

### 3.5. Article 11(2), Concerning Supplementary Measures

Basic measures are expressed as the minimum requirements to be complied with (cf. Article 11(2)). In Article 11(4), supplementary measures are described as measures designed and implemented in addition to the basic measures, with the aim of achieving the objectives established, pursuant to Article 4. Part B of Annex VI contains a non-exclusive list of such supplementary measures. The use of supplementary measures is only optional for the Member States to the extent that the environmental objectives for the individual bodies of water are likely to be achieved by the basic measures alone.<sup>12</sup> Yet, if supplementary measures are taken or planned, and they are considered necessary for the achievement of environmental objectives, a description of these must be included in the programme (cf. Article 11(2)).<sup>13</sup>

The distinction between basic and supplementary measures underscores how the basic measures are, to a large extent, to be regarded as an obligation to design the administration and water management of the Member States in specific ways, while the option for supplementary measures reflects how meeting the general obligations of implementing the required legal instruments is not sufficient, if the environmental objectives are not met.

## 4. Provisions for Describing the Measures Needed to Fulfil other Obligations in the Water Framework Directive

The Water Framework Directive has its own objective expressed in Article 1 as the purpose of the directive. This purpose is sought achieved by the legal

---

Review 2003 (2003), pp. 36, 36-39 and *Y. Uitenboogaart et al.*, Dealing With Complexity and Policy Discretion. Cross Country Comparison of the Implementation Process of the EU Water Framework Directive in Five River Basins, 2009.

<sup>12</sup> See also case C-322/00, *Commission of the European Communities v Kingdom of the Netherlands* [2003] ECR I-11276, para. 166 and 167, concerning Directive 91/676/EEC on the protection of waters from pollution caused by nitrates from agricultural sources. Howarth and McGillivray, however, seem to regard Member States as obligated to use supplementary measures only in situations covered by Article 11(5), cf. *W. Howarth & D. McGillivray*, Water Pollution and Water Quality Law, 2001, p. 362.

<sup>13</sup> See also case C-322/00, para. 165.

instruments established in the directive. The application of environmental objectives to bodies of water is one example of such an instrument, and the use of the combined approach is another. Three paragraphs of Article 11 require a description of measures taken or planned, in order to fulfil obligations regarding the establishment of such legal instruments. This is the case with paragraphs a, b, and d of Article 11, examined in this section.

#### 4.1. *Article 11(3)(a), Concerning the Combined Approach*

Based on Article 11(3)(a), the programme of measures must include the implementation of the so-called ‘combined approach’, as per Article 10, for controlling discharges into surface waters. Article 10(2) requires that national legislation shall constitute a system that is built on controlling pollution at its source, through the establishment of emission limit values based on best available techniques or best environmental practices, and on environmental quality standards. Concerning best environmental practices, Article 10(2) refers to a range of directives, such as the directive on integrated pollution prevention and control (IPPC)<sup>14</sup> and the nitrate directive,<sup>15</sup> and to ‘any other relevant community legislation’.

Controls required by Article 10(2) must be established by 2012 at the latest, unless otherwise specified in the directives or other legislation to which Article 10(2) refers. The programme of measures must also be operational by the end of 2012. Article 11(3)(a) therefore has no additional effect on what is required by Article 10, apart from the formal requirement that information about the controls, based on the combined approach, must be given in the programme of measures.

#### 4.2. *Article 11(3)(b), Concerning Recovery of the Costs of Water Services*

Article 11(3)(b) requires that the programme of measures contain those measures deemed appropriate for the purposes of Article 9. Article 9 States that the principle of recovery of the costs of water services should be taken into account in accordance with the ‘polluter pays’ principle. ‘Costs of water services’ are expressly extended to include environmental and resource costs associated

<sup>14</sup>) Council Directive 96/61/EC concerning integrated pollution prevention and control, OJ 1996 L 302/28.

<sup>15</sup>) Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, OJ L 375/1.

with damage to, or negative impact on the aquatic environment. Article 9 sets December 2010 as the deadline for the implementation of water pricing systems in accordance with the provisions in the directive. The programme of measures must be operational by 2012, and therefore Article 11(3)(b) does not require any further action beyond formally reporting the measures taken to fulfil the obligations in Article 9.

#### 4.3. *Article 11(3)(d), Concerning Safeguarding of Water Quality*

Article 11(3)(d) stipulates measures for meeting the requirements of Article 7 for safeguarding water quality, in order to reduce the level of water treatment required for the production of drinking water. The obligations noted in Articles 7 and 11(3)(d) are not embedded in the environmental objectives, and Article 11(3)(d) does not lay down provisions beyond those already included in Article 7.

Paragraphs a, b, and d of Article 11 illustrate how the programme of measures is not only a legal instrument for attaining a description of how the environmental objectives for the bodies of water in a river basin district are achieved, but is also an instrument for attaining a description of how the multiple objectives of the Water Framework Directive as such, are achieved in a river basin district.

### 5. Provisions for Describing Measures for Implementation of other Community Legislation

The Water Framework Directive's programme of measures also functions as a legal instrument for forwarding the implementation of other environmental directives, as well as single provisions of other environmental directives. The examination of Article 11(3)(a), referring to Annex IV directives, Article 17(3), referring to the Groundwater Daughter Directive<sup>16</sup>, and Article 4(1)(c), with the reference to protected areas, demonstrate this to be the case. Regarding the Annex IV directives and protected areas, this is rather evident just from the wording of the Article 11(3)(a), but concerning the provisions in the groundwater directive, it is more open to question.

<sup>16</sup> Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council on the protection of groundwater against pollution and deterioration, OJ 2006 L 372/19.

The legal function of the programme as an instrument for implementing objectives and provisions of other environmental objectives illustrates the integrated approach taken by Community legislation, when it comes to water management. This integration is an oft-stated part of the overall objective with regard to the Water Framework Directive.<sup>17</sup>

#### 5.1. *Article 11(3)(a), Concerning Annex IV Directives*

As stated in Article 11(3)(a), basic measures of the programme include those requiring implementation of Community legislation, including measures specified in the directives mentioned. This stands as a formal provision for describing, at river basin district level, the measures taken to fulfil the obligations in the directives mentioned in part A of Annex IV. It does not establish any substantive requirements to be met by the Member States' water management. The obligation supports the fundamental idea of integrated management based on river basins, as reflected in Article 3 of the directive.

#### 5.2. *Article 4(1)(c), Concerning Protected Areas*

Article 4(1)(c) makes the achievement of the standards and objectives for protected areas, as established by the community legislation according to which the areas are protected, a part of the environmental objectives that must be addressed by the programme of measures.<sup>18</sup> Protected areas are defined by Article 6, which includes a reference to Annex IV, Article 7, and areas designated under the Habitat Directive<sup>19</sup> in which species and habitats are directly dependent on water.

Whereas the implementation of the Annex IV directives is addressed in Article 11(3)(a), and the implementation of Article 7 is addressed in Article 11(3)(d), the protection of areas designated under the habitats directive as those in which species and habitats are directly dependent on water is not directly

<sup>17</sup> D. Grimeaud *The EC Water Framework Directive – An Instrument for Integrating Water Policy*, RECIEL 2004 (13), p. 27, 34; P. A. Chave, *The EU Water Framework Directive: An Introduction*, 2001, p. 7; W. Howarth & D. McGillivray, *Water Pollution and Water Quality Law*, 2001, p. 337.

<sup>18</sup> An examination of the connection between environmental objectives, and bodies of water and protected areas is given in C. Uttley, *The Water Framework Directive and the Habitats and Birds Directives*, in: C. Hurford, M. Schneider & I. Cow (eds.), *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats*, 2010, pp. 23, 23-29.

<sup>19</sup> Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992, on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora, OJ 1992 L 59/63.

addressed in Article 11. Nevertheless, with reference to Articles 4(1) and 11(1), there appears to be a formal requirement for the inclusion of measures for realizing the conservation objectives of protecting and restoring such areas in the programme of measures.

### 5.3. *Article 17(3) and the Groundwater Directive*

Article 17(3) requires that the Member States include measures ‘resulting in the application of Article 17(1)’ in their programmes of measures. Article 17(1) entails and obligates the European Parliament and the Council to adopt specific measures to prevent and control groundwater pollution, and achieve the objective of ‘good’ groundwater chemical status. The Groundwater Directive is adopted with reference to Article 17(1), and addresses the programme of measures in Article 6 and Article 4(5).

Article 6(1)(a) of the groundwater directive requires that all measures necessary for preventing discharges of any hazardous substances into groundwater—subject, however, to a number of exemptions as provided for in Article 6(3)—be included in the programme of measures. The paragraph further specifies, with reference to Annex VIII of the Water Framework Directive, which substances are to be considered in this respect.

Article 4(b)(i) of the Water Framework Directive, examined above, also addresses groundwater pollution. It requires that the Member States implement the necessary measures for preventing or limiting the influx of pollutants into groundwater, and—with an explicit reference to Article 11(3)(j)—obligates the Member States to include measures in their programmes for prohibiting direct discharges of pollutants into groundwater.

It is not evident whether the obligation stipulated in groundwater directive Article 6(1)(a), for preventing discharges of substances into groundwater, actually goes much further than what follows from the application of the Water Framework Directive’s Article 4(b)(i), to which it also refers. If such is not the case, it is then grouped with the formal provisions in Article 11 that do not require more than describing some specified measures taken or planned, in order to achieve the environmental objectives of Article 4. However, Article 6(1)(a) of the Groundwater Directive details the obligations relating to groundwater in Article 4(b)(i) of the Water Framework Directive, and specifies the approach for designing the measures.

Article 6(1)(b) of the Groundwater Directive describes the requirements concerning measures for preventing influxes of non-hazardous substances. It requires taking all measures necessary to limit discharges into groundwater, so as to ensure that such influxes do not cause deterioration or significant and

sustained upward trends in the concentrations of pollutants in the groundwater. The obligation to reverse any significant and sustained upward trend in the pollution of groundwater is similarly established as a part of the environmental objectives for groundwater in the Water Framework Directive Article 4(1)(b)(iii).

However, Article 6(1)(b) goes further, and requires that the measures shall take into account established best practices, including the best environmental practices, and best available techniques specified in the relevant community legislation. Thus, Article 6(1)(b) requires a specific approach for designing measures for fulfilling the obligation of the Water Framework Directive's Article 4(b)(iii), and contains substantive legal requirements concerning the Member States' water management, as well as the formal obligation to include measures designed to meet those requirements in the programme of measures.

Another reference to the programme of measures in the groundwater directive is made in Article 4(5). This paragraph applies to situations where a body of groundwater is classified as having 'good' chemical status, although some value for a groundwater quality standard, or a threshold value, is exceeded at one or more monitoring points (cf. 4(2)(c)). In this case, Article 4(5) of the groundwater directive requires that the programme of measures include specific measures to protect aquatic ecosystems, terrestrial ecosystems, and human uses of groundwater that are dependent on the part of the body of groundwater represented by the monitoring point or points at which the value for a groundwater quality standard or threshold value has been exceeded. Yet this specific requirement concerning the programme of measures may be regarded as embedded in the obligation to achieve the environmental objectives, as the environmental objectives are actually met, despite the values for some monitoring points exceeding set thresholds.

## **6. Substantive Obligations Embedded in Article 11**

The analysis in the previous section showed that Article 6(1)(a) and Article 6(1)(b) of the Groundwater directive could be regarded as setting both substantive requirements for the Member States' water management, and formal requirements for describing, in the programme of measures, the measures taken to meet the substantive requirements. A group of provisions in Article 11(3) of the Water Framework Directive also imposes such substantive requirements concerning the Member States' water management. They set out specific



instructions to be met by the water management, whether or not the environmental objectives are met. These are not only formal ‘table of contents requirements’ for describing how the Member States have chosen to achieve specific elements of the environmental objectives, but more specifically address which legal instruments are to be established, in order to meet the objectives of the directive as well as the environmental objectives established for the bodies of water within the river basin district.

We have a situation wherein Article 11(3) acts in three ways: it constitutes an obligation concerning the legal design of the Member States’ water management, requires actions to be taken to fulfil this obligation, and requires those actions to be described in the programme of measures. Paragraphs c, e, f, g, h, and l of Article 11(3) have this function.

#### 6.1. *Article 11(3)(c), Concerning Promotion of Efficient and Sustainable Water Use*

Article 11(3)(c) requires measures for promoting efficient and sustainable water use. It is stated that the obligation aims to avoid compromising the achievement of the environmental objectives. Yet, the obligation to promote efficient and sustainable water use is not an integrated part of the environmental objectives. It is included in the objective of the directive (cf. Article 1), and made operational as a legal obligation in Article 11(3)(c).

Article 11(3)(c) imposes a substantive obligation on the Member States, concerning the legal design of their water management, and a formal requirement to specify, in the programme of measures, how this obligation is fulfilled. However, the obligation to ‘promote an efficient and sustainable water use’ is ‘soft’, and in many Member States probably does not require any specific additional measures to be taken, when compared to what has already been done, or is to be done, following from the other provisions in the directive.

#### 6.2. *Article 11(3)(e), Concerning Controls over Abstraction and Impoundment*

Article 11(3)(e) holds more specific requirements concerning the legal design of the Member States’ water management. It requires basic measures to include the establishment of a system of controls over the abstraction of fresh surface water and groundwater, and impoundment of fresh surface water, including registration of water abstractions and a requirement of prior authorization for abstraction and impoundment. These provisions for establishing a system of controls and registers over the abstraction and impoundment of water, and

prior authorization for abstraction and impoundment, are also not found in other Articles in the directive, or existing community legislation.

In some Member States, such controls have apparently not been previously established, and will have to be established as part of their river basin management planning.<sup>20</sup> It is further specified that the controls shall be periodically reviewed and, when necessary, updated, as is allowed for exemptions concerning abstractions or impoundments which have no significant impact on water status.<sup>21</sup>

### 6.3. Article 11(3)(f), Concerning Controls over Augmentation of Groundwater

The situation described above also holds true for controls over augmentation of groundwater. Article 11(3)(f) sets out a substantive requirement for the Member States' water management. It requires controls of artificial recharge or augmentation of established bodies of groundwater, and requires these controls to be periodically reviewed and updated as necessary. The obligation to establish such controls of artificial recharge or augmentation of bodies of groundwater is not found elsewhere in the directive, or in existing community legislation.

### 6.4. Article 11(3)(g), Concerning Prior Regulation of Point-Source Discharges

Article 11(3)(g) obliges the Member States to establish legal provisions for pre-emptive regulation of point-source discharges liable to cause pollution. The article suggests the prohibition of the influx of pollutants into water, or the establishment of requirements for prior authorization or registration. Pre-emptive regulation should lay down emission controls for the pollutants concerned, and include controls in accordance with Articles 10 and 16, and these controls are to be periodically reviewed and updated. This general requirement for prior legal regulation of point-source discharges appears to be a substantive requirement of Article 11. However, there remains the question of whether Article 11(3)(g) actually requires more than what follows from Article 10, or the community legislation referred to in Article 10.

<sup>20</sup> As has been the case in Scotland; B. Clark *Water Use Reform in Scotland: A Critical Analysis*, J Environmental Law 2006 (18), p. 375, 384.

<sup>21</sup> See also *CIS Working Group 2.2, Planning Processes, Guidance Documents:II* (2003), p. 41. Here it is stated that the Directive does not provide for generic exemptions from controls on the basis of purpose, location, source, or size of the abstraction, but follows a 'risk-based' approach, and only allows exemptions from controls for abstractions that have no significant impact on water status.

As previously noted, Article 10 requires the combined approach to be used with regard to quite a number of discharges. It includes discharges covered by the IPPC Directive, the Waste-Water Directive, and the Nitrates Directive, as well as directives adopted with reference to Article 16, directives listed in Annex IX, and any other relevant community legislation. However, the Water Framework Directive's Article 11(3)(g) does not limit the controls to be established for installations and discharges covered by the IPPC Directive or other directives. Article 11(3)(g) requires the establishment of prior regulation of these point-source discharges from all activities and installations liable to cause pollution.<sup>22</sup> 'Pollution', in the context of the Water Framework Directive, is defined very broadly, as the direct or indirect introduction of substances into the air, water, or land, which may be directly harmful to human health or the quality of aquatic ecosystems, or terrestrial ecosystems depending on aquatic ecosystems, and which result in damage to material property, or impair or interfere with amenities and other legitimate uses of the environment (cf. Article 2(33)). To sum up, Article 11(3)(g) imposes obligations on the Member States' legal design of their pollution control, the parallel to which is found nowhere else in the directive or in other community legislation.

#### *6.5. Article 11(3)(h), Concerning Prevention and Control of Pollutants from Diffuse Sources*

Article 11(3)(h) requires measures for preventing or controlling the influx of pollutants from diffuse sources. There are no specific requirements regarding how this prevention or control is to be established, but the paragraph states that controls may take the form of general prohibitions on the discharge of pollutants into water, combined with requirements of prior authorization or registration, based on general, binding rules. It also states that these controls shall be periodically reviewed and updated, if necessary.

The requirements of Article 11(3)(h) are established somewhat similarly, as a part of the environmental objectives, but the scope is a little different with respect to surface water, where only pollution resulting in the deterioration of the status of a [specific] body of surface water is prohibited (cf. Article 4(1)(a)(i)).

---

<sup>22</sup> The implication of this is that the principles of IPPC may be extended by the Water Framework Directive to all installations—even those that are too small to be included in the full IPPC control procedure—if their discharges are liable to cause pollution, cf. also *P. A. Chave*, *The EU Water Framework Directive: An Introduction*, 2001, p. 102.

6.6. *Article 11(3)(l), Concerning Prevention of Losses of Pollutants from Technical Installations*

Article 11(3)(l) states that the programme of measures must include measures for preventing significant losses of pollutants from technical installations, including measures for preventing and/or reducing the impact of accidental pollution. Incidents resulting from floods are mentioned as examples of accidental pollution. The measures should include systems to detect or give warning of such events, and appropriate instruments for reducing the risk of affecting aquatic ecosystems in case of accident.

This substantive obligation to prevent incidental losses of pollutants into the aquatic ecosystems is not clearly established anywhere else in the directive. This obligation may be seen as embedded in the general obligation, described in Article 4(1)(a)(i), to prevent the deterioration of the status of all bodies of surface water, and prevent or limit the influx of pollutants into groundwater. However, Articles 4(1)(a)(i) and 11(3)(l) may have different scopes. Where Article 11(3)(l) seems to apply generally to all water, the environmental objectives of Article 4 apply only to bodies of water as designated by the Member States.

Furthermore, Article 11(3)(l) stresses the importance of taking *risks* of accidental pollution into account, and reducing those risks, as well as reducing the impact of such accidents to aquatic ecosystems. It is a matter of nuances, but my overall conclusion is that Article 11(3)(l) does include obligations that go further than those of Article 4(1)(a)(i). Article 11(3)(l) therefore not only stands as a formal obligation to report or specify certain measures in the programme of measures, but also sets out its own substantive legal requirements for the Member States' river basin management.

## Conclusion

Article 11 establishes a number of substantive requirements concerning the legal framework for the water management in the Member States, which go beyond what already follows from other obligations in the community legislation. By specifying necessary elements or instruments, it creates an obligation regarding the legal design of the water management systems. It is important to be aware of this with regard to river basin management planning, and when evaluating whether the programme of measures and the Member States' legislation fulfil the requirements of the directive.

Table 1 illustrates the findings.

Table 1: Summary of the provisions for the content of the programme of measures

| Formal provisions in Article 11 that require a description of:  |   |  | Provisions in Article 11 that embed substantive requirements concerning the Member States' water management. |
|---|---|--|--|
| Measures for achieving the environmental objectives of article 4.   | Measures for fulfilling certain other obligations in the directive.               | Measures for fulfilling obligations in other environmental directives.   |  |
| Article 11(3)(i), concerning measures for safeguarding and restoring the hydromorphological conditions of bodies of water.      | Article 11(3)(a), concerning measures implementing the combined approach.         | Article 11(3)(a), concerning measures for implementing community legislation for the protection of water.                | Article 11(3)(c), concerning measures for promoting efficient and sustainable water use.                     |
| Article 11(3)(j), concerning measures for prohibiting discharges of pollutants into groundwater.                                | Article 11(3)(b), concerning measures for recovering the costs of water services. | Article 17(3), concerning measures for implementing strategies for preventing and controlling pollution of groundwater.  | Article 11(3)(e), concerning measures for controlling the abstraction and impoundment of water.              |
| Article 11(3)(k), concerning measures for eliminating pollution of surface waters.  | Article 11(3)(d), concerning measures for safeguarding drinking water quality.    | Groundwater Directive Article 6(1)(a), concerning measures preventing influxes of hazardous substances.                  | Article 11(3)(f), concerning measures for controlling the artificial recharge of groundwater.                |
| Article 4(6)(c), concerning measures for mitigating the deterioration of the status of bodies of water, owing to force majeure. |   | Groundwater Directive Article 6(1)(b), concerning measures for preventing influx discharges of non-hazardous substances. | Article 11(3)(g), concerning measures for regulating point-source discharges.                                |
| Article 11(4), concerning supplementary measures.   |   | Groundwater Directive Article 4(5), concerning measures where values for groundwater quality standards are exceeded.     | Article 11(3)(h), concerning measures for preventing or controlling diffuse pollution.                       |
|   |   |  | Article 11(3)(l), concerning measures for preventing losses of pollutants from technical installations.      |

Table 1 shows, a number of provisions in Article 11 act as pure ‘table of contents provisions’. This applies to paragraphs i, j, and k of Article 11(3), as well as to Article 4(6), which do not require more than specifying certain measures necessary for achieving the environmental objectives of Article 4. Three paragraphs of Article 11 contain provisions for including measures for fulfilling obligations in the Water Framework Directive, apart from the environmental objectives, or those embedded in Article 11. This holds true for paragraphs a, b, and d of Article 11(3)(a), as well as Article 17(3), referring to the Groundwater Directive, and it illustrates how the programme of measures is used to forward the implementation of other environmental directives. These findings facilitate a legal review of the programmes of measures adopted by the Member States.

The last group of provisions concerning the programme of measures consists of those paragraphs of Article 11(3) that impose substantive obligations on the Member States’ water management, with regard to their legal design. These are set out in paragraphs c, e, f, g, h, and l of Article 11(3) of the Water Framework Directive. These findings facilitate a review of the programmes and enable an assessment of the extent to which the legal instruments established in the Member States’ water management fulfil the requirements of the directive’s Article 11. The substantive obligations of Article 11 are easily overlooked, as they are somewhat hidden in the many ‘table of contents provisions’ of Article 11. Also, Articles 6(1)(a) and 6(1)(b) of the groundwater directive directly address the legal design of the Member States’ water management. The freedom to decide on how to attain the environmental objectives of the directive is limited by Article 11(3) of the Water Framework Directive, as well as by Articles 6(1)(a) and 6(1)(b) of the Groundwater Directive.





---

## Programmes of Measures Under the Water Framework Directive

### – A Comparative case study

Lasse Baaner

#### Abstract

The water framework directive requires programmes of measures composed by the Member States, in order to achieve its environmental objectives. This article examines three programmes of measures for river basins in Denmark, Sweden and Norway, with a focus on the differences in how the programmes direct the authorities' activities with regard to water management. It concludes that there are major differences in the precision of the measures, the range of legal instruments used, and in the focus on active and direct management of the aquatic environment. The Danish programme seems to facilitate the establishment of an adaptive management, whereas the Swedish and Norwegian programmes seem to take a more integrative approach.

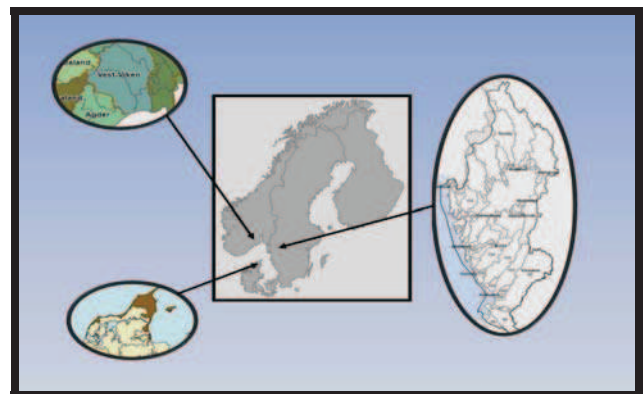
#### Introduction

The water framework directive is one of the most recent of the major environmental directives in the European Union legislation. Since its enactment in 2000, all the European Member States have been obliged to implement the directive in their national legislations, as well as in their actual water management.<sup>169</sup> The directive establishes a common framework for river basin management planning, with common

environmental objectives and a common framework for programmes of measures for achieving the objectives. The first planning cycle of the directive has been carried out in most Member States, and environmental objectives for bodies of water and programmes of measures are now available for most river basins within the European Union.

This article presents a comparative case study of such programmes. The river basins chosen for the case study are *Vest-Viken* river basin, located in the south of Norway, *Västerhavets* river basin, located in western Sweden, and the river basin of *Nordlige Kattegat og Skagerak* in the north of Denmark.

Map of the river basins



The programmes of measures for the different national river basins follow the same structure in both Sweden and Denmark, while there are structural differences between the programmes for the different river basin districts in Norway. The three basins discussed in this

---

<sup>169</sup> In this context, the Member States include both the Member States of the European Union and the European Economical Area (EEA). The non EU Members of the EEA – at present Iceland, Liechtenstein, and Norway – have agreed to enact legislation in a number of policy areas covered by the European Union, environment being one of them.

study have been chosen for several reasons. First, they drain into the same sea, and their water management involves similar environmental problems. Secondly, environmental regulation in these Scandinavian countries exists within the same legal and administrative tradition, facilitating the comparison.<sup>170</sup> Thirdly, a recent comparative study of environmental objectives in Denmark, Sweden, Norway, and Finland (by Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson),<sup>171</sup> provides, in conjunction with the present case study, a deeper understanding of the contemporary multi-level and multi-instrumental water governance in the Scandinavian countries. References will also be made to other comparative studies of the implementation of the water framework directive that include Norway, Denmark, and Sweden.<sup>172</sup>

The water framework directive allows the Member States a certain freedom to choose how they will attain the environmental objectives. This article explores some of the legal and non-legal instruments<sup>173</sup> used for this purpose. It focuses on the technique of regulation for attaining environmental objectives, and techniques for directing authorities' activities. The aim is to enable and inspire planning lawyers' and practitioners' reflections on their own practices, as well as to provide knowledge of the implementation of the water framework directive at a European level. A comparative analysis such as this may provide insight into ways of designing legal regulation. Such insights are valuable for the legal community.<sup>174</sup>

---

<sup>170</sup> The commons in Scandinavian legal tradition called Scandinavian, or Nordic, legal realism, is described by several authors. Comprehensive thematic analyses in English are given in Jaakko Husa, Kimmo Nuotio, and Heikki Pihlajamäki, *Nordic law: between tradition and dynamism*, *Ius Commune Europaeum*, 66 (Antwerp - Oxford: Intersentia, 2007). An English introduction to the Scandinavian legal tradition, with perspectives on environmental law is given by Ellen Margrethe Basse and Jørgen Dalberg-Larsen, 'The Danish legal System,' in *Legal systems and wind energy: a comparative perspective*, ed. Helle Tegner Anker, Birgitte Egelund Olsen, and Anita Rønne. (Copenhagen: DJØF Publishing, 2008). An introduction with an emphasis on administrative law is provided by John Bell, 'Mechanisms for Cross-fertilisation of Administrative Law in Europe,' in *New directions in European public law*, ed. Jack Beatson and Takis Tridimas. (Oxford: Hart Publishing, 1998).

<sup>171</sup> Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *Mot samma mål? - implementeringen av EU:s ram-direktiv för vatten i Skandinavien* (Göteborg: Handelshögskolan vid Göteborgs universitet, 2010), Juridiska institutionens skriftserie:6.

<sup>172</sup> These are: Sigrid Hedin et al. *The Water Framework Directive in the Baltic Sea Region Countries - vertical implementation, horizontal integration and transnational cooperation* (Stockholm: Nordregio, 2007), Nordregio

Report:2007:2. Eleftheria Kampa and Wenke Hansen, *Heavily Modified Water Bodies - Synthesis of 34 Case Studies in Europe*, ed. R Andreas Kraemer and Sascha Müller-Kraenner. *International and European Environmental Policy Series* (Springer, 2004). Y. Uitenboogaart et al., *Dealing with complexity and policy discretion. Cross country comparison of the implementation process of the EU-Water Framework Directive in five river basins*, ed. Y. Uitenboogaart et al. (Den Haag: Sdu Uitgevers, 2009). Andrea M. Keessen et al., 'European River Basin Districts: Are They Swimming in the Same Implementation Pool?', 22:2, *J Environmental Law* (2010), pp. 197-221.

<sup>173</sup> 'Legal instruments' is here used as a term to describe a set of processes, obligations, or rights that can be formally executed and legally called upon or enforced. In this context, 'regulatory instruments' is a term used to describe legal instruments enabling authorities to control the activities of the citizens or legal entities.

<sup>174</sup> Peter Blume, 'Den almene teoris dimensioner', *Tidsskrift for rettsvitenskap* 108, no. 5 (1995): p. 814. Ole Lando, *Kort indføring i komparativ ret*, 3 ed. (København: Jurist- og Økonomforbundet, 2009), p. 220. With particular regard to comparative environmental law: Jan Darpö and Annika Nilsson, 'On the Comparison of Environmental Law,' in *Miljøretlige emner: Festskrift til Ellen Margrethe Basse*, ed. Helle Tegner Anker and Birgitte Egelund Olsen. (København: Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2008), p. 261 and 280.

The programmes of measures are elements of the multi-level governance of water in the European Union, situated between the directive and the national legislations implementing the directive, and the individual administrative decisions within water management. As legal instruments, they exist in an intermediate zone between the general norm and the individual ruling or decision. This makes a legal study of the programmes as such and the measures in the programmes appealing, as it may shed light on the question of how water management is directed – variously – towards the environmental objectives.

This study uses a functional comparative method,<sup>175</sup> and examines the legal direction of water management with regard to achieving environmental objectives. This is in keeping with Scandinavian legal realism, and the functional instrumentalist view of legal science as the science of ‘social engineering’.<sup>176</sup> First will be a brief introduction to the different national frameworks for the programmes discussed, but the analyses will take an analytical approach, as a comparative ‘länderbericht’ is well-addressed by Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson in their study.<sup>177 178 179</sup>

---

<sup>175</sup> Ralf Michaels, 'The Functional Method of Comparative Law,' in *The Oxford handbook of comparative law*, (Oxford: Oxford University Press, 2006), pp. 339-382. Also, for a more critical assessment, see Michele Graziadei, 'The functionalist heritage,' in *Comparative legal studies: Traditions and transitions*, ed. Pierre Legrand and Roderick Munday. (Cambridge: Cambridge University Press, 2003), pp. 100-130.

<sup>176</sup> See e.g. David Kennedy, 'The methods and the politics,' in *Comparative legal studies: Traditions and transitions*, ed. Pierre Legrand and Roderick Munday. (Cambridge: Cambridge University Press, 2003), pp. 391.

<sup>177</sup> English-language literature giving an overview of the legal and administrative implementation of the water framework directive in Denmark: Alexandre Dubois,

'Denmark,' in *The Water Framework Directive in the Baltic Sea Region Countries - vertical implementation, horizontal integration and transnational cooperation*, Nordregio Report (Stockholm: Nordregio, 2007), pp. 59-66. Kurt Nielsen, 'Water Framework Directive - WFD Implementation in a European Perspective. Report from a workshop at the Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry 29 November, 2005. Denmark', *Kungl.Skogs.och Landbruk-akademiens Tidskrift* 145, no. 8 (2005): pp. 24-28. Y. Uitenboogaart and J. J. van Kempen, 'The Implementation of the WFD in Denmark: The Sub-basin Odense Fjord Basin,' in Y. Uitenboogaart et al n. 172, pp. 85-112. Literature in Scandinavian languages: Helle Tegner Anker, 'Ny lovgivning til gennemførelse af EU's vandrammedirektiv og EU's habitatdirektiv', *Tidsskrift for landbrugsret* 2005, no. 2 (2005): pp. 53-68. Helle Tegner Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer,' in *Miljøretten 3: Affald, jord, vand og råstoffer*, ed. Ellen Margrethe Basse. 2 ed. (København: Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), pp. 453-465. Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, pp. 67-80.

<sup>178</sup> English-language literature giving an overview on the legal and administrative implementation of the water framework directive in Sweden: Beatrice Hedelin, 'Potential Implications of the EU Water Framework Directive in Sweden: A Comparison of the Swedish municipalities' Current Water Planning Regime with the Requirements of the EU's New Water Framework Directive', *European Journal of Spatial Development* 14, (2005). Lennart J. Lundqvist, 'Integrating Swedish water resource management: a multi-level governance trilemma', *Local Environment: The International Journal of Justice and Sustainability*. 9, no. 5 (2004): pp. 413-424. Björn Sjöberg, 'Water Framework Directive - WFD Implementation in a European Perspective. Report from a workshop at the Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry 29 November, 2005. Sweden', *Kungl.Skogs-och Lantbrukakademiens Tidskrift* 145, no. 8 (2005), pp. 14-18. Literature in Scandinavian languages: Lena Gipperth, 'Miljökvalitet och förutsebarhet,' in *Miljörätten i förändring - en antologi*, ed. Gabriel Michanek and Ulla Björkman. *Rättsfondens Skriftserie* (Uppsala: Iustus, 2003), pp. 205-242. Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, pp. 29-49. Naturvårdsverket, *En bok om svensk vattenförvaltning* (Stockholm: Naturvårdsverket, 2005), Rapport:5489.

<sup>179</sup> English-language literature giving an overview of the legal and administrative implementation of the water framework directive in Norway has not been found, but literature in the Scandinavian languages includes: Lena

## The authorities responsible for the programmes

The Swedish programmes are composed and enacted by regional water authorities. The Norwegian programmes are composed and enacted by regional water authorities, and approved by the government. The Danish programmes are drafted by an agency under the Ministry of Environment, and enacted by the Minister. As will be shown in the analysis, these differences seem to affect the designs of the programmes, as well as the individual measures within the programmes. All three programmes include measures addressing national, regional, and local authorities.

## Form and format of the programmes

The Swedish programme of measures is published as an individual document,<sup>180</sup> and summarized in the river basin management plan,<sup>181</sup> as prescribed by the directive. Along with the river basin management plan and the programme of measures is a document describing environmental objectives,<sup>182</sup> wherein the statuses of the individual bodies of water are

identified, as are the environmental objectives applied by the water authority.<sup>183</sup> For each sub-basin of the river basin, an explanatory document is published, in which the different measures are organized according to the environmental problem addressed, and are linked to specific bodies of water.<sup>184</sup>

The Norwegian programme<sup>185</sup> is published as an appendix to the river basin management plan,<sup>186</sup> and summarized in the river basin management plan as well. The river basin management plan includes the environmental objectives, although the formulations of the objectives do not follow the structure set out by Article 4 of the directive.

The Danish programme of measures is an integrated part of the river basin management plan.<sup>187</sup> The river basin management plan is designed with a legally binding section and an explanatory section, in accordance with the

---

Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, pp. 81-99. Sissel Hovik and Knut Bjørn Stokke, 'EUs rammedirektiv for vann en utfordring for norsk vassdrags- planlegging og -forvaltning', *Plan* 2004, no. 6 (2004): pp. 37-41. Jens Fr. Nystad, 'EU krever bedre vannkvalitet', *Plan* 2008, no. 3 (2008): pp. 38-41.

<sup>180</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *Åtgärdsprogram Västerhavets vattendistrikt* (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt ved Länsstyrelsen Västres Götlands Län, 2009).

<sup>181</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *Forvaltningsplan Västerhavets vattendistrikt* (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt ved Länsstyrelsen Västres Götlands Län, 2009).

<sup>182</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *Miljøkvalitetsnormer Västerhavets vattendistrikt* (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt ved Länsstyrelsen Västres Götlands Län, 2009).

<sup>183</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, Länsstyrelsen Västra Götalands län (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt) föreskrifter om kvalitetskrav for vattenforekomster i distriktet; (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt ved Länsstyrelsen Västres Götlands Län, 2009).

<sup>184</sup> E.g. see Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *Underlagsmaterial Åtgärdsprogram Afrinningsområde 108 Göta älv huvudfåra* (Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt ved Länsstyrelsen Västres Götlands Län, 2009).

<sup>185</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, Tiltaksprogram for vannregion Vest-Viken. Vedlegg 1 til forvaltningsplanen for vannregion Vest-Viken for planperioden 2010-2015 (Fylkesmann i Buskerud, Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, 2009).

<sup>186</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, Tiltaksprogram for vannregion Vest-Viken. Vedlegg 1 til forvaltningsplanen for vannregion Vest-Viken for planperioden 2010-2015 (Fylkesmann i Buskerud, Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, 2009).

<sup>187</sup> Miljøcenter Aalborg, Udkast til vandplan Hovedvandopland 1.1 Nordlige Kattegat og Skagerrak [FORHØRING] (Miljøministeriet, By- og Landskabsstyrelsen, 2010).



tradition of Danish spatial planning. The legally binding section includes the environmental objectives for the individual bodies of water, the programme of measures, and a set of instructions directed at the authorities involved. The Danish documents are still in the form of unpublished drafts, as the composition and publication of the river basin management plans have been considerably delayed for political reasons.<sup>188</sup>

### The legal status of the programmes

The Swedish and Danish programmes are, in principle, legally binding for the authorities they address.<sup>189</sup> The Norwegian programme, as a part of the river basin management plan, guides the authorities addressed in programme.<sup>190</sup> At least, this is the assumption. The legal obligation to implement the measures included in the programme, has, however, been subject to various legal debates.

In Denmark, the discussion concerning the legal status of the programme of measures has been limited. The Act on environmental objectives states that the river basin management plan is binding upon governmental authorities, regions, and municipalities in their exercise of power under the legislation, and that they must ensure the implementation of the programme of measures. Questions have been raised, concerning the range of municipal activities falling within the term 'exercise of power under

the legislation', and a brief analysis of how the different municipal activities are bound by the river basin management plan has been carried out.<sup>191</sup> However, a broader debate in the academic community has been absent.

The legal discussion in Sweden has been more elaborate. Questions have been raised concerning constitutional issues, and the legal implications of addressing the authorities with measures that provide specific instructions for the authorities' administrative rulings in individual cases.<sup>192</sup> It is generally questioned whether the programmes, in the form in which they are implemented in the Swedish legislation, are in fact legally binding, or more in the nature of strategic documents.<sup>193</sup> Furthermore, the fact that the programme of measures itself cannot act as a legal basis for administrative rulings has been criticized, as it reduces the possibility of taking the measures necessary for achieving the environmental objectives.<sup>194</sup>

The legal discussion in Norway has also revolved around legislative and administrative issues. The guiding character of river basin management planning has been criticized from an administrative perspective for risking compromising the achievement of the

---

<sup>188</sup> As of 3 June 2010, The Commission sent an initial warning letter to twelve Member States, including Denmark, concerning the absence of river basin management plans required by the directive.

<sup>189</sup> Cf. § 3 in the Danish act on environmental objectives (milømålsloven) and chapter 5, § 3 and § 8 in the Swedish environmental act (miljöbalken).

<sup>190</sup> Cf. § 29 in the Norwegian Water management statute (vannforeskriften).

---

<sup>191</sup> Lasse Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer* (Royal Veterinary and Agricultural University, 2006), Social Science Series:18.

<sup>192</sup> A comprehensive overview with references is provided in the review by Ulla Björkman: Ulla Björkman, *Uppdragsrapportering: "Åtgärdsprogramms styrande effekt med hänsyn till regeringsformen"*. (Naturvårdsverket, 2009).

<sup>193</sup> Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, p. 49.

<sup>194</sup> Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, p. 49. Länsstyrelsen Västernorrland, *Rapport angående rättsverkan och tillämpning av miljö kvalitetsnormer för vatten - genomförande av ett uppdrag från Naturvårdsverket [UTKAST]* (Naturvårdsverket, 2010), p. 9.



objectives.<sup>195</sup> The legal issues in question have been whether the programme of measures is in fact a part of the river basin management plan, and therefore approved by the governmental approval of the plan, and – if that is not the case – whether or not there are legal grounds for its function as legal guidance for the authorities.<sup>196</sup>

Looking at all three countries together, the question seems not only to be the degree of which the programmes as such are binding for the authorities, in a way, that non-compliance with its measures can be legally reviewed and sanctioned. It seems just as relevant to consider what kinds of activities or decisions that can be bound by or guided within the established national legal frameworks. Conclusions in this respect however require thorough legal analysis of the national legal systems.<sup>197</sup>

The programmes in Sweden, Denmark, and Norway all take the form of legal instruments with the primary purpose of directing the activities of a number of authorities. Yet, it is important to note that the directive does not require the programmes as such to take a particular legal form, or to be binding where national authorities are concerned.<sup>198</sup> With reference to EU case-law, it is however required that the programmes constitute ‘organized and

coherent systems’,<sup>199</sup> which all three programmes here analysed do. When it comes to the content, the programmes must also fulfil some minimum requirements. These are specified in Articles 11(3) and 11(4) of the directive, and will be addressed in the subsequent section.

### **The programme of measures – some conceptual distinctions**

The water framework directive requires the achievement of certain environmental objectives, and provides some procedural instruments for this purpose. The main procedural instruments are the river basin management plan and the programme of measures. The management plan provides an overview of river basin management planning as a whole, and the programme of measures provides an overview of the specific measures already taken, or to be taken, in order to contribute to the achievement of the environmental objectives.<sup>200</sup> Article 11 of the directive, which addresses the programme of measures, has several functions in this respect. It requires the establishment of certain regulatory instruments as mandatory measures; in the directive, these are entitled ‘basic measures’. These may be established as parts of the management of the specific river basin, or as parts of the general national environmental regulations. In the directive, both types of measures are regarded equally as parts of the process of achieving the environmental

---

<sup>195</sup> Sissel Hovik and Knut Bjørn Stokke, *ibid* n. 179, pp. 37-41.

<sup>196</sup> Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, p. 99. See also Kongelig resolusjon – Forvaltningsplan for vannregion Vest-Viken, p. 8.

<sup>197</sup> See also the conclusions drawn in Y. Uitenboogaart *et al.*, *ibid* n. 172, p. 215.

<sup>198</sup> See also Herwig Unnerstall and Wolfgang Köck, ‘The Implementation of the EU Water Framework Directive into Federal and Regional Law in Germany’, *Journal for European Environmental & Planning Law* 1, (2004): pp. 207-217. Lena Gipperth, *Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormer. Betänkande av Utredningen om åtgärdsprogram* (Stockholm: Fritzes Offentliga Publicationer, 2005), SOU:113.

---

<sup>199</sup> E.g. see case C-306/01, paragraph 60, concerning implementation of provisions for action programmes in the nitrate directive, and case C 266/99, paragraphs 29, 31, and 40, regarding implementation of the provisions for a ‘plan’ in the drinking water directive.

<sup>200</sup> Cf. also CIS Working Group 2.2, Guidance Document No. 11, Planning Processes, (Office for Official Publications of the European Communities, 2003), p. 24.

objectives. It does not matter whether they have been in place and operational for years, or are designed as parts of the river basin management planning, and intended to first become operational by 2012.<sup>201</sup>

Article 11 not only requires that certain regulatory instruments be established as basic measures; in some situations, Article 11 also qualifies how the instruments are to be used, for example, controls established for the abstraction of surface water shall be periodically reviewed,<sup>202</sup> and when authorizing the injection of substances into groundwater for scientific purposes, the quantities of substances must be limited to the amount strictly necessary.<sup>203</sup>

Article 11 does not restrict how the instruments considered to be basic measures are used. A supplementary or new use of the existing legal instruments referred to in Article 11(3), planned through the river basin management planning or at the national level, is fully in accordance with the directive's understanding of a basic measure.

Article 11 also makes possible the use of supplementary instruments, entitled, in the directive, 'supplementary measures'. These may be regulatory instruments not covered by the instruments required or enabled among the basic measures, but the supplementary measures are not only legal or regulatory instruments. For example, they may also be informational, educational, and social.<sup>204</sup> The use of supplementary measures is only optional to the extent that the environmental objectives are likely to be met by the basic measures. If the basic

measures do not suffice to achieve the established objectives, supplementary measures must be included in the programmes.<sup>205</sup>

### **The practical uses of the programmes – instruments for new actions**

It has been difficult for the planning authorities in all three countries to maintain the conceptual distinctions between river basin management plans and programmes of measures, and between basic and supplementary measures. The Swedish and Norwegian programmes devote large parts of the programmes to descriptions of the environmental problems the measures address, the reasoning behind the chosen measures, the evaluation of costs, and the expected outcomes of their implementation. This appears to be information intended for the river basin management plan.<sup>206</sup> This is avoided in the Danish programme, which is published as an integrated part of the river basin management plan.<sup>207</sup>

The differentiation between basic and supplementary measures is also ambiguous in all three programmes. The Swedish programme has a general section that refers broadly to segments of the national legislation implementing some requirements of Article 11. The Danish programme is also intended to be accompanied by such general descriptions of the measures of Article 11(3), but this seems to be absent from the Norwegian programme. Although some references are made to the two categories – basic and supplementary measures – in the three

---

<sup>201</sup> Uitenboogaart *et al.* appear to have a different view on that, cf. Y. Uitenboogaart *et al.*, *ibid* n. 172, p. 205.

<sup>202</sup> Cf. Article 11(3)(e).

<sup>203</sup> Cf. Article 11(3)(j).

<sup>204</sup> Cf. Article 11(4) and Annex VI part B (xv) and (xvii).

---

<sup>205</sup> Cf. Article 11(2) and CIS Working Group 2.2, *ibid* n. 200, p. 38.

<sup>206</sup> Cf. Annex VII nos. 6 and 7.

<sup>207</sup> The river basin management plans are not evaluated in this study.

programmes, none clearly differentiates between them. In the Norwegian programme, the specific requirements concerning the programme's content as it is listed in Article 11 do not seem to receive any attention at all.<sup>208</sup>

Instead, the programmes are organized with a focus on differentiating between the existing regulations and initiatives concerning national water management, on the one hand, and, on the other hand, the need for new regulations and initiatives for achieving the environmental objectives for the bodies of water in the river basin. In fact, it is apparent that in all three countries, the programme of measures is seen more as a legal instrument for initiating new, future actions, and less as an overview of all relevant ongoing and planned measures of the water management of river basins.

### **Different legal backgrounds for the measures**

This use of the programme as a sort of action plan affects the formulation or design of the measures in the programme, as well as the possibility of comparing the programmes across countries and river basins. When the programmes are primarily seen and used as instruments for initiating future actions, in order to achieve environmental objectives, the design of the measures in the programmes must also be seen in this light. They are framed by national, multi-level regulation and governance, and their focus is on filling the gap between what is achieved by existing practices, regulations, and management, and

what needs to be done to attain the environmental objectives.

The choices of measures included in the programmes, and the choice of their design are therefore not only dependent on differences in the environmental conditions and problems in the relevant river basin districts, and the differences in policies concerning water and related sectors; they are also very much related to the different administrative and legal frameworks in the three countries:

1. The level of environmental protection in the existing legislation is one thing that influences the design of the measures. Where the legal protection of the aquatic environment is strong, there is not the same need for extensive programmes with strict measures as there is where the protection of the aquatic environment is weak.

2. The legal instruments available within the existing legislation are another factor determining the design of the measures. It may be easier to develop, expand, or rethink the use of existing regulations than to construct and enact new regulatory regimes.

3. The legal status of the environmental objectives in the national legislation is another issue that strongly determines for the need for measures, and the design of the different measures in the programmes. If the environmental objectives are implemented in such a way that, when applied to individual bodies of water, they serve as legal norms or guidelines for the authorities' actions and decisions, then there is less need in the programmes for explicit and detailed measures for achieving the objectives. If the managing authorities are generally obliged to actively achieve the applied objectives, the need for extensive and detailed measures in the

---

<sup>208</sup> The content of the programmes is based on the national legislation implementing the provisions of the directive. It remains an open question, whether the directive actually requires the programmes to be related to the specific provisions in Articles 11(3) and 11(4).

programme of measures is even smaller. If, on the other hand, the objectives are not strictly binding with regard to the authorities' decisions and activities, but are merely guidelines at a more strategic level, there is an increased need for explicit and binding measures addressing the bodies of water at risk of not achieving the environmental objectives.

The previously mentioned comparative study of implementation of environmental objectives concludes that the legal status of environmental objectives in general is considered more binding for the Danish and Swedish authorities, than those in Norway.<sup>209</sup> One might therefore expect more detailed measures in the Norwegian programme addressing individual bodies of water. However, this is not at all the case. Most of the Norwegian measures address an activity undertaken by an authority in very general terms.

3. Also, the legal status of the programme itself must be kept in mind, when analysing the programme's measures. If the programme itself is not binding in its details, with regard to the authorities addressed, the measures can be formulated rather strictly, without compromising the option of adapting and adjusting for individual cases. On the other hand, if the programme is binding in its details regarding the authorities and sectors addressed, the measures in the programme need to have a more guiding or conditional wording, to allow for adaptive management. As a closer examination of the measures will reveal, however, this relationship between legal status and the wording of the measures does not seem to be reflected in the three programmes.

### The general character of the measures

The Swedish programme contains forty<sup>210</sup> measures that take the form of instructions to local, regional, and national authorities. The instructions are set out in general terms, stating how and where the different public authorities are supposed to focus their contributions to the achievement of the environmental objectives.

#### *Measure from the Swedish programme, providing general instructions to the authority addressed*

**Measure:** *The National Railways need to develop knowledge and take measures to eliminate or reduce the impact of barriers to fish, and reduce the impact of run-off on surface- and groundwater, especially in areas where bodies of water do not achieve, or may fail to achieve, good ecological status or good chemical status.*<sup>211</sup>

*(Banverket behöver ta fram kunskapsunderlag och genomföra åtgärder för att undanröja eller motverka vandringshinder och dagvattens påverkan på yt- och grundvatten, särskilt i områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status.)*<sup>212</sup>

The Swedish programme addresses its measures in general terms to 'the bodies of water not achieving the environmental objectives, or at risk for not achieving the environmental objectives'. Maps showing bodies of water within the river basin or sub-river basin that are at risk of not achieving the environmental objectives are published along with the programme, and the measures are to some extent directed at the individual bodies of water, and to different environmental problems in the underlying explanatory documents. However, it is stated in the programme that this is not regarded as

---

<sup>209</sup> Lena Gipperth and Martina Ekelund-Entson, *ibid* n. 171, p. 114.

<sup>210</sup> Thirty-eight of the measures are numbered 1-38; two are unnumbered.

<sup>211</sup> Translations in boxed text courtesy of author.

<sup>212</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 10.



effective – from a technical, economic, or administrative perspective – for determining individual measures at the body-of-water level.<sup>213</sup> The programme also expresses itself as not being binding in its details concerning the practical implementation of the measures.<sup>214 215</sup>

The Danish programme contains twenty-one<sup>216</sup> measures, each of which is applied to a number of specific bodies of water, referred to in detail within the programme and the corresponding web pages. As mentioned previously, the authorities addressed therein are legally bound to implement the measures.

*Measure from the Danish programme, referring to 369 specific locations, and addressed to both municipal and national authorities*

**Measure:** Elimination of barriers to fauna at 369 locations.

(Fjernelse af faunaspærringer. 369 stk.)<sup>217</sup>

The Danish programme of measures addresses the individual bodies of water in a very specific manner. Here, specific measures may be applied to units as small as a few hundred metres of a stream, the sewage outlet from a single home, or a lake.

The Norwegian programme is organized with a description of proposed and evaluated measures, with 115<sup>218</sup> explicit measures constructed as short guiding sentences addressed to different authorities.<sup>219</sup> There is no clear link established between the measures and specific bodies of water, and there is no differentiation between measures addressing bodies of water in general, and bodies of water not achieving – or at risk of not achieving – the environmental objectives, as is the case in the Swedish programme.

*Measure from the Norwegian programme, giving general instructions to the municipalities*

**Measure:** Municipalities: Use the planning and building act to prevent new barriers, and re-establish continuity of watercourses.

(Kommunerne: Bruke plan- og bygningsloven for å hindre nye bekkelukkinger og reetablere åpne vannveier.)<sup>220</sup>

So, the first conclusion, when comparing the measures in a general manner, is that the Danish measures are very specific and address individual bodies of water, and give specific instructions regarding what action is to be taken by the competent authority, while the Norwegian and, especially, the Swedish measures allow the authorities much freedom to choose how the problems under their authority are to be handled. In the Swedish programme it is explicitly stated that the authorities have the freedom to choose among measures,<sup>221</sup> while in the Norwegian

<sup>213</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 112.

<sup>214</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 1.

<sup>215</sup> As mentioned previously, the directive does not require that the programme of measures or the measures described in the programme take a legally binding form. However, the basic measures setting substantive requirements for the member states' water management must be implemented in a legally binding form, in the national legislation. See also Herwig Unnerstall and Wolfgang Köck, *ibid* n. 198, pp. 207-217.

<sup>216</sup> The Danish measures are not numbered, but a total of twenty-one different measures have been extracted from the tables in the programme.

<sup>217</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 30.

<sup>218</sup> The measures are not numbered, but the guiding instructions presented as measures or instruments are numbered up to 115.

<sup>219</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, *ibid* n. 185, pp. 43-49.

<sup>220</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, *ibid* n. 185, p. 48.

<sup>221</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 136.

programme this lies within the guiding legal character of the programme, as well as the general and non-specific design of the measures.

### The primary instruments used in the programmes

These findings – regarding the differences in precision of the measures – are reflected in the legal instruments that are used in the programmes, and the activities that are addressed. The Norwegian and Swedish programmes address a number of activities, and suggest the use of a whole range of instruments, whereas the

Danish programme concentrates on a few instruments.

Providing an illustrative overview of the many measures in the three programmes is not easy, as sorting out the many different suggested activities, actions, and initiatives in a common framework may be accomplished in many ways. However, when exploring the measures in a qualitative examination, some categories of legal – or quasi-legal – instruments seem to emerge. The table below presents a categorization that reflects the different focuses of the programmes.

*The primary activities of the authorities addressed by measures in the programme*

| The measures in the <b>Norwegian</b> programme <i>primarily</i> address the following activities of the authorities: | The measures in the <b>Swedish</b> programme <i>primarily</i> address the following activities of the authorities: | The measures in the <b>Danish</b> programme <i>primarily</i> address the following activities of the authorities: |
|--|--|---|
| Development of new, national legislation, regulation, guidelines, and policies.                                      | Development of new, national legislation, regulation, guidelines, and strategies.                                  | Development of new, specific, national legislation.   |
| Monitoring and mapping of the environment.   | Monitoring and mapping of the environment.   | Carrying out specific habitat restoration and water management projects.  |
| Building knowledge of general water-related issues.  | Building knowledge of general environmental issues.  | Building knowledge of bodies of water.  |
| Incorporating water-related concerns into planning practices.  | Incorporating water-related concerns into planning practices.  | Revising habitat management practices in specific ways.   |
| Controlling and enforcing legislation and conditions in permits.   | Controlling and enforcing legislation and conditions in permits.   |   |
| Granting and revising environmental permits.   | Granting and revising environmental permits.   |   |
| Taking unspecified actions to reduce human impact on bodies of water.  | Taking unspecified actions to reduce human impact on water.  |   |
| Use of regulatory authority to minimize negative impact on the environment.  |  |   |
| Allocation of financial resources.   |  |   |

The table reveals how the Danish programme focuses its measures on the use of a

few instruments, and operates at a more specific and project-based level, when compared to the



Norwegian and Swedish programmes. The table also identifies some differences in the measures, concerning how the programme addresses the development of new legislation, the building of knowledge, and the use of regulatory authority in order to minimize environmental impact. The table contains only what may be considered major instruments in the programmes.<sup>222</sup> The range of instruments used in the programmes for the Norwegian and the Swedish river basins is generally broader than those used in the Danish programme. Nearly all the Danish measures are realized through the use of regulatory and legislative power, whereas the Norwegian and Swedish programmes also include the use of non-regulatory instruments, such as the development of hydrological models, and providing public access to environmental data. These issues will be addressed in the following sections of the article.

As the table shows, the Norwegian programme includes several measures that address the allocation of financial resources among the different authorities. Such measures are not present in either the Danish or the Swedish programmes. The Norwegian programme's focus on directing financial resources is also present in measures intended to prioritize governmental subsidies to those areas where they contribute to the achievement of the environmental objectives.

*Example of measure in the Norwegian programme, focusing on the direction of subsidies*

**Measure:** The County: Use subsidies for organic farming, as well as other subsidies, to actively promote agricultural measures that reduce the pollution of watercourses.

(Fylkesmannen: Bruke Ø og andre tilskuddsordninger aktivt for å stimulere tiltak i jordbruket for å redusere forurensning av vassdragene.)<sup>223</sup>

### **Coping with the need for new legislation and regulation at the national level**

In Sweden, as well as in Denmark and Norway, planning at river-basin level led to the conclusion that new legislation and regulation at the national level was needed.<sup>224</sup> The table above indicates that development or amendment of legislation is included in the programmes for all three river basins.

In Sweden and Norway, where the planning authorities operate at the regional level, this situation was handled by letting a number of measures in the programmes, addressed to the national authorities, requiring new legislative initiatives. Eight of the forty measures in the Swedish programme include some sort of indefinite requirements for national authorities to develop new legal regimes concerning their water management or related sectors.

---

<sup>222</sup> It must be stressed that this presents the results of a qualitative analysis of a large number of measures. Several measures, particularly in the Norwegian and Swedish programmes, do not fit into those categories.

---

<sup>223</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken *ibid* n. 185, p. 47.

<sup>224</sup> This is also reported as being the case in the Netherlands, cf. Y. Uitenboogaart *et al.*, *ibid* n. 172, p. 68.

*Example from the Swedish programme, requiring adoption of new legislation and/or regulation at national level*

**Measure:** Following consultation with the Environmental Protection Agency and National Board of Fisheries, the State Board of Agriculture needs to acquire knowledge and develop regulations and/or other instruments, in order to reduce the impact of agriculture on water quality, especially in areas where bodies of water may fail to achieve good ecological status or good chemical status.

*(Statens Jordbruksverk behöver, efter samråd med Naturvårdsverket och Fiskeriverket, ta fram underlag för, och utveckla föreskrifter och/eller andra styrmedel med syfte att minska jordbrukets inverkan på vattenkvaliteten, särskilt i områden med vattenförekomster som riskerar att inte uppnå god ekologisk status eller god kemisk status.)<sup>225</sup>*

This also seems to be the case in Norway. Eight of the sixty-five measures in the Norwegian programme that address the government or governmental agencies include, to some extent, the adoption of new legislation or regulations.<sup>226</sup> As the example shows, one of the tasks assigned to the national authorities in Norway is also that of initiating new regulations concerning the agricultural use of fertilizer.

*Example from the Norwegian programme, requiring new legislation concerning agriculture*

**Measure:** The Norwegian Agricultural Authority: Enact a regulation with norms for fertilizing land, to ensure that areas with high phosphorus levels are not fertilized.

*(Statens landbruksforvaltning: Fastsette forskrift med norm for gjødsling for å sikre at det ikke gjødsles på arealer med høyt fosforinnhold.)<sup>227</sup>*

In Denmark, the necessity for new legislation at the national level led to a halt in the water

planning process, while political negotiations were undertaken between the government and the parliamentary parties. The negotiations concluded with the political agreement, *Grøn Vækst* ('Green Growth').<sup>228</sup> Following this agreement on new legislation, the work of composing the programme of measures was resumed. The agreed-upon legislation was incorporated in the form of new measures in the programme of measures, and the effects on the environment, following from the anticipated legislation, were taken into account when estimating the need for supplementary measures addressing agricultural pollution.

*Example from the Danish programme, incorporating the new national legislative initiatives concerning agriculture*

**Measure:** Rim zones of 10 metres along rivers and lakes. Catch crops instead of 'winter crops'. Ban on ploughing of fields of grass for fodder. No agricultural ploughing or field cultivation in the autumn. Total reduction of influx to surface water: Nitrogen – 324 ton/year. Phosphorous – 17.3 ton/year.

*(Randzoner – 10 m. langs vandløb og søer. Efterafgrøder i stedet for 'vintergrønne' marker. Forbud mod pløjning i fodergræsmarker. Ingen jordbrugsmæssig jordbearbejdning i efteråret.)<sup>229</sup>*

This illustrates some advantages and disadvantages of assigning river basin management planning to regional authorities without legislative power, and with only limited regulatory power. In the Swedish and Norwegian cases, exactly how the new legislation and/or regulation will affect the levels of pollution from agriculture remains open to question, as does the probability of it ever being enacted. In the Danish case, the process of designing the measures

---

<sup>225</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt *ibid* n. 180, p. 11.

<sup>226</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken *ibid* n. 185, pp. 43-46.

<sup>227</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken *ibid* n. 185, p. 44.

<sup>228</sup> Regeringen, *Grøn Vækst* (Regeringen, 2009).

<sup>229</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 30.

became subject to intense political negotiations at the national level, which considerably delayed the drafting of the river basin management plans, but concluded with an agreement about new legislation.

### Active versus reactive water management

One of the distinctions to have influenced the Danish legal debate is the distinction between active and reactive management and use of regulatory power.<sup>230</sup> Essentially, an authority may be regarded as using its regulatory authority reactively if it reacts to an initiative from a citizen or company, such as an application, a request, or a submission. Conversely, an authority may be seen as using its regulatory authority actively, if it acts on its own initiative, as in cases where it initiates a project through the use of its regulatory power.<sup>231</sup> Although in practice the boundary between active and reactive exercise of regulatory power is blurred, the distinction is so rooted in the legal tradition that it seems to have been decisive for the presentation and organization of the Danish programme of measures.

The three legally binding sections of the Danish river basin management plan are the environmental objectives for the individual bodies of water, the programme of measures, and a set of instructions entitled 'guidelines' for the authorities. Of these three parts, the programme of measures includes general measures that

require the authorities to be active, whereas the instructions generally address situations in which the authorities are reactive.

*Example from the Danish programme of measures and instructions (above) addressing the same issue*

**Measure:** Waste-water from individual rural residences: Improvement of wastewater treatment affecting watercourses – about 350 houses. Total reduction of influx to surface water: Nitrogen – 0.78 ton/year. Phosphorous – 0.35 ton/year.

**Measure:** Waste-water from individual rural residences: Improvement of wastewater treatment affecting lakes – about 10 houses. Total reduction of influx to surface water: Nitrogen – 0.02 ton/year. Phosphorous – 0.01 ton/year.

*(Spredt bebyggelse – Forbedret spildevandsrensning ved vandløb, ca. 350 ejendomme.)*

*(Forbedret spildevandsrensning ved søer, ca. 10 ejendomme.)*  
<sup>232</sup>

*'Instructions' addressing the same issue as the previous measure*

**Instruction:** Wastewater from individual rural residences in designated areas, which is discharged directly or indirectly into lakes, moors, watercourses, or coves must be approved according to the treatment class of the area, as indicated on Web-GIS.

*(Spildevand fra enkeltliggende ejendomme i udpegede oplande, som udleder direkte eller indirekte til søer, moser, vandløb eller nor, skal opsamles, afskæres, nedsives eller som minimum gennemgå rensning svarende til renseklasser som angivet på Web-GIS.)*<sup>233</sup>

The measure requires an improvement to existing wastewater treatment through municipalities' active use of regulatory power, where the instructions address situations in which the municipality receives an application for a new wastewater permit.

<sup>230</sup> Helle Tegner Anker, *ibid* n. 177, p. 56. Ellen Margrethe Basse and Helle Tegner Anker, *ibid* n. 177, p. 37.

<sup>231</sup> Another approach may be taken in the regulated environment, regarding active management as that which involves carrying out improvements in the existing environment, and reactive management as that which only seeks to preserve the existing conditions, in order to prevent deterioration.

<sup>232</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 30.

<sup>233</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 53.

This separation of active and reactive management enhances the focus on active management in the Danish programme of measures, and promotes specific, local measures, including wetlands restoration and water management projects, such as the flooding of river valleys, establishment of wetlands, removal of barriers to aquatic fauna, and restoration of spawn habitats in watercourses.

The Swedish and Norwegian programmes generally address both active and reactive water management within the programme, and often also include instructions for the active and reactive use of regulatory power in implementing the same measure. However, with regard to wastewater from individual rural residences, the Norwegian programme seems to focus primarily on active management, whereas the Swedish programme seems to focus on reactive management.

*Example from the Norwegian programme, actively addressing wastewater from individual homes*

**Measure:** Municipalities: Adopt local regulations to eliminate insufficient treatment of wastewater from individual homes, and to improve control of such.

*(Kommunene: Innføre lokale forskrifter for å rydde opp i utlifsstillede renseanlegg for spredt bebyggelse, tilsyn og kontroll.)<sup>234</sup>*

*Example from the Swedish programme, reactively addressing wastewater treatment*

**Measure:** The municipalities need to require a high level of protection against pollution from individual rural residences, which contributes to a body of water failing to achieve or being at risk of failing to achieve good ecological status.

*(Kommunerna behöver ställa krav på hög skyddsnivå för enskilda avlopp som bidrar till att en vattenförekomst inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status.)<sup>235</sup>*

The directive requires a programme of measures, in order to achieve the environmental objectives applied to the individual bodies of water. The distinction between active and reactive water management is not clearly reflected in the directive. Most of the basic measures concern the establishment of legal instruments as regulations and legal controls suitable for reactive water management, while some of the supplementary measures, such as construction and habitat restoration projects, usually require the active use of regulatory power. There seems to be no reason to not include the Danish 'instructions' in the Danish programme of measures.

### Addressing the need for more knowledge

The Swedish programme is characterized by an emphasis on measures requiring national authorities to develop further knowledge and information related to water management;<sup>236</sup> twenty of the programme's forty measures are directed at national authorities, and concerned with aspects of these topics of river basin management.<sup>237</sup>

---

<sup>235</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180.

<sup>236</sup> In the comparative study undertaken by Uitenboogaart *et al.*, this is also described as the case in the Drommel catchment in the Netherlands cf. Y. Uitenboogaart *et al.*, *ibid* n. 172, p. 69.

<sup>237</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, pp. 9-12.

<sup>234</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, *ibid* n. 185.

*Example from the Swedish programme, requiring development of further knowledge*

**Measure:** *The Swedish Meteorological and Hydrological Institute needs to develop hydrological information at the body-of-water level, relevant to the needs of water management.*

*(Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut behöver ta fram hydrologisk information på vattenförekomstnivå med relevans för vattenförvaltningens behov.)*<sup>238</sup>

The Norwegian programme also includes measures directed towards mapping, monitoring, and development of knowledge. Here, 22 of the programme's 115 measures require such activities to be carried out. Development of knowledge by mapping, monitoring, exchange of information, and so on, are present in four of the twenty-one measures in the Danish programme as well, but in a form in which the development of knowledge is specific, as are the measures directed at the individual bodies of water.

*Example from the Danish programme, requiring knowledge concerning bodies of groundwater*

**Measure:** *Bodies of groundwater DK 1.1.1.1, DK 1.1.1.2,[...] and DK 1.1.2.7: Provide knowledge concerning the groundwater's chemical impact on watercourses, lakes, coastal waters, and terrestrial habitats.*

*(DK1.1.1.1, 1.1.1.2,[...] and DK 1.1.2.7: Tilvejebringe viden om grundvandets kemiske påvirkning af vandløb, søer kystvande og terrestriske naturtyper.)*<sup>239</sup>

Characterizing and monitoring the bodies of water is an obligation of the Member States, based on Article 5 of the directive. The programmes of measures seem to be used as instruments to assure the fulfilment of these obligations. Mapping, monitoring, and

development of knowledge are actually not among the measures mentioned in the directive as basic or supplementary measures. The list of supplementary measures in the directive is not exhaustive, so it does not exclude such measures from the programme. However, it might be more appropriate, and better fit the planning cycle of the river basin management plan, were the activities concerning monitoring and development of knowledge embedded primarily in the characterization processes, according to Article 5.

### **Use of non-legal/non-regulatory measures**

There is a significant difference in the use of non-legal and non-regulatory measures in the programmes.<sup>240</sup> The development of knowledge, provision of information, research, and monitoring, as described above, are such measures. Apart from the measures mentioned above, this also includes those that address the authority as an owner, operator, and provider of public services such wastewater treatment and drinking water supply. The Norwegian programme, in particular, includes non-regulatory measures.

---

<sup>238</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 12.

<sup>239</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 40.

---

<sup>240</sup> In this context, non-legal and non-regulatory measures are those that establish or call for the establishment of activities that do not require the use of legislative or regulatory power.



*Measure from the Norwegian programme, addressing the National Roads as operator*

**Measure:** National Roads: Take action within areas of responsibility to reduce the negative impact of road construction on aquatic organisms, for example, repair culverts and fills, reduce salt use, clean surface water of pollutants.

*(Statens vegvesen: Gjennomføre tiltak innenfor eget ansvarsområde for å redusere veianleggenes negative konsekvenser for vannlevende organismer, feks utbedre kulverter og fyllinger, redusere saltbruk, rense overvann for miljøgifter etc.)*<sup>241</sup>

The Swedish programme includes a similar measure addressing their National Roads.

*Measure from the Swedish programme, addressing the Road Agency as operator*

**Measure:** The Swedish Road Agency needs to develop a knowledge base, and implement measures to eliminate or reduce the impact of barriers and the impact of run-off from roads on surface and groundwater, especially in areas with bodies of water that do not achieve, or may fail to achieve, good ecological status or good chemical status.

*(Vägverket behöver ta fram kunskapsunderlag och genomföra åtgärder för att undanröja eller motverka vandringshinder och vägdagvattens påverkan på yt- och grundvatten, särskilt i områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status.)*<sup>242</sup>

The Danish programme appears to make very little use of such instruments, apart from the few measures that include the provision of new knowledge regarding individual bodies of water, but this is actually not a true and fair view. The Danish programme is binding for the National Road Agency, as well as for the municipalities – also when they acts as operators of the roads. The road agency is obliged to take action with respect to the barriers to fish, which are identified in the

programme, and occur because of the culverts under national roads. The same holds for the identified locations with an unacceptable hydrological impact on water-courses, owing to storm-water run-off.

*Measures from the Danish programme, with relevance to the National Roads as operator*

**Measure:** Elimination of barriers to fauna at 369 locations.

**Measure:** Construction of retarding basins for run-off at about ten locations.

*(Fjernelse af faunaspærringer. 369 stk.)*

*(Etablering af forsinkelsesbassin. Ca. 10 udløb)*<sup>243</sup>

However, in the Danish case, only barriers to fauna and the hydrological impact of run-off from roads are addressed by measures in the programme, not the use of salt to prevent ice on the roads during winter, or the discharge of other traffic pollutants. This may refer back to the very area-specific nature of the Danish measures. It leaves less room for addressing general concerns and practices that influence the environment.

Among the non-regulatory, supplementary measures suggested in the directives, Annex VI comprises codes of good practices, as known from the nitrates directive Article 4(1)(a). None of the programmes in this study explicitly includes development or adjustments of such practices in their measures, although the Norwegian and Swedish programmes, owing to the open formulation of their measures, leave room for it. Both the Swedish and Norwegian programmes do, however, address the consultant or advisory activity carried out by the authorities.

---

<sup>241</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, *ibid* n. 185, p. 45.

<sup>242</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 185, p. 12.

---

<sup>243</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 30.



*Measure from the Swedish programme, addressing advisory activities*

**Measure:** The State Board of Agriculture and the county boards must prioritize their environmental advisory activities from a river basin perspective, and address farms in areas with bodies of water that do not achieve, or may fail to achieve, good ecological status or good chemical status.

(Statens Jordbruksverk och länsstyrelserna behöver prioritera sin rådgivning inom miljöområdet i ett avrinningsområdesperspektiv till jordbruksföretag inom områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status.)<sup>244</sup>

No parallel to this is found in the Danish and Norwegian programmes. The Danish programme, in particular, is centred on regulatory actions, and does not apply the broader integrated and instrumental view, as reflected in the Swedish and Norwegian programmes.

**Approaches to directing management towards the environmental objectives**

The study of the programmes and of the measures in the programmes reveals a general difference among the countries, with regard to how their water management is directed towards the environmental objectives. Put very briefly, the differences may be described in this manner:

|                         |                                     |
|-------------------------|-------------------------------------|
| The Danish approach:    | Direction by project and outcome    |
| The Norwegian approach: | Direction by authority and activity |
| The Swedish approach:   | Direction by authority and focus    |

The Danish approach to water management, as reflected by the measures of the programme, focuses on individual projects and their estimated outcomes. The measures in the programme identify the individual projects, and their demanded or expected environmental outcome.

*A typical Danish measure, defining project and outcome*

**Measure:** Freshwater fish farming: Acquisition or pollution control concerning two fish farms. Total reduction of nitrogen efflux: 4.19 tons/year. Total reduction of phosphorus efflux: 0.43 tons/year.

(Ferskvandsdambrug – opkøb eller forureningsbegrænsning, 2 stk. Kvælstofreduktion: 4,19 tons N/år. Fosforreduktion: 0,43 tons P/år.)<sup>245</sup>

The Norwegian approach is different. The majority of the measures may be characterized as directing water management by specifying which activities the various authorities are to undertake. The programme does not operate at project level, but prioritizes or strengthens the authorities' existing activities, as well as initiating new ones.

*A typical Norwegian measure, focusing on the activities of an authority*

**Measure:** The County: Update conditions in waterway concessions under the County's authority, and prepare systematic environmental audits to ensure adequate follow-up on the conditions.

Fylkesmannen: Følge opp vilkår i vassdragskonsesjoner innenfor sitt myndighetsområde, og utarbeide systematisk miljøtilsyn for å sikre tilstrekkelig oppfølging.)<sup>246</sup>

The Swedish approach differs from both the Danish and the Norwegian ones. The Swedish measures may be characterized as directing the general focus of an authority. Water management, as reflected in the measures, is

<sup>244</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 10.

<sup>245</sup> Miljøcenter Aalborg, *ibid* n. 187, p. 33.

<sup>246</sup> Vannregionmyndigheten i Vest-Viken, *ibid* n. 185, p. 47.

primarily handled by guiding instructions concerning the focus of the administrative bodies involved.

*A typical Swedish measure, addressing the focus of the authorities*

**Measure:** Following consultation with the National Chemicals Inspectorate and the Environmental Protection Agency, the Swedish Board of Agriculture needs to prioritize its efforts to minimize the risks and the use of pesticides in areas where bodies of water do not achieve, or are at risk of not achieving good chemical status or good ecological status.

*(Statens Jordbruksverk och länsstyrelserna behöver, efter samråd med Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen, prioritera sina insatser för att minska riskerna med och användningen av växtskyddsmedel i områden med vattenförekomster som inte uppnår, eller riskerar att inte uppnå, god ekologisk status eller god kemisk status.)<sup>247</sup>*

This description of general differences in the direction of water management with regard to environmental objectives concludes the analysis and comparison of the three programmes.

### Summary of the findings

To summarize the conclusions drawn in the previous sections:

- The conceptual distinctions between the content of the river basin management plans and the programmes of measures are not clearly maintained by any of the programmes.
- In all three countries, the programmes are primarily used as legal instruments for initiating new actions and new projects, and establishing new focuses. They are not primarily regarded as informative instruments for providing an overview of all the measures contributing to the achievement

of the environmental objectives in the river basin district.

- The legal status of the programmes varies slightly among the Scandinavian countries, which affects the extent to which the measures are binding for the authorities addressed. Non-binding environmental objectives do not correspond to binding programmes of measures, as might have been the case, were the environmental objectives to be reached by legal means.
- The Danish measures are specific, and address projects and individual bodies of water, while the Swedish and Norwegian programmes are general, address the relevant authorities, and allow them more freedom to decide on how problems under their authority are to be handled.
- The Norwegian and Swedish programmes make use of a range of instruments, whereas the Danish programme only makes use of a few.
- Both active and reactive uses of regulatory power are prescribed for all three river basins in order to achieve the environmental objectives, but in Denmark, reactive use is not addressed within the programme of measures.
- The need for new national legislation has been identified for all three river basins, but in Denmark, development of this legislation has been accomplished at an earlier stage of the planning process than it has in Sweden and Norway, considerably delaying Danish river basin management planning.
- All three programmes include measures for building up knowledge, but whereas the Swedish and Norwegian programmes operate

---

<sup>247</sup> Vattenmyndigheten Västerhavets Vattendistrikt, *ibid* n. 180, p. 9.

at a general level, the Danish programme addresses the individual bodies of water for which more knowledge is needed.

- Apart from measures for providing more knowledge, only the Swedish and Norwegian programmes make extensive use of non-legal or non-regulatory measures.

## Discussion and conclusion

It must first be acknowledged that comparative legal research, where the researcher looks only at the text and not the context, often leads to very doubtful conclusions. In this study however, the common legal tradition, the common EU legal framework, and the similarities in the national implementation, facilitate an instrumental comparison of such legal texts as the programmes of measures. Yet I am aware that some of my findings, based as they are on texts, and not contexts, may not reflect the exact legal or practical situation. National decision-making procedures and administrative structures are not directly comparable and the river basin authorities and sector authorities are organised differently. However, looking at the fundamental differences identified in the ways the measures direct the management towards achieving the environmental objectives offers an insight into how things may be accomplished differently – regardless of whether or not this is actually the case in the countries discussed here.

- Direction by project and outcome.
- Direction by authority and activity.
- Direction by authority and focus.

The findings may be framed by environmental legal theory concerning environmental planning and management of natural resources. Environmental legal philosophy has had a normative point of

departure in environmental sustainability.<sup>248</sup> The sustainability criterion is expressed in environmental objectives, and made operational through environmental quality standards and adaptive management. The programmes of measures are essential legal instruments in this respect.<sup>249</sup>

The findings of this study reveal three different modes of direction with regard to the environmental objectives. The different modes of direction further different planning strategies. The Danish approach, focusing on projects and, above all, project outcomes, seems to fit the adaptive management targeted at environmental objectives very well. Use of such an approach in Sweden would have countered some of the criticism directed at the Swedish programmes.<sup>250</sup> Directing the focus of the authorities, as most of the Swedish measures do, does not seem to establish the same strong tie between objectives, management, and outcomes, as needed for an adaptive and goal-orientated management.

---

<sup>248</sup> With works such as those of Jonas Christensen, *Rätt och kretslopp: studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor*, Skrifter från Juridiska Fakulteten i Uppsala, 79 (Uppsala: Iustus, 2000). Lena Gipperth, *Miljö kvalitetsnormer. En Rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål*, (Uppsala: Uppsala Universitet, 1999). Staffan Westerlund, *En hållbar rättsordning: rättsvetenskapliga paradigmer och tankevändor*, (Uppsala: Iustus Förlag, 1997). More recently, Staffan Westerlund, 'Miljön och avvägningarna,' in Gabriel Michanek and Ulla Björkman, *ibid* n. 178, pp. 243-284. Inga Carlman, 'The Rule of Sustainability and Planning Adaptivity', *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34, no. 2 (2005): pp. 163-168.

<sup>249</sup> As stated in the Swedish environmental act (Miljöbalken), chapter 5, paragraph 4. See also Lena Gipperth, *ibid* n. 198, p. 54. Gabriel Michanek and Charlotta Zetterberg, *Den svenska miljörätten*, vol. 2, (Uppsala: Iustus, 2008), pp. 181-184. Staffan Westerlund, *Rätt och miljö*, (Stockholm: Carlsson, 1988), pp. 119-122.

<sup>250</sup> E.g. Lena Gipperth, *ibid* n. 198, p. 133.

On the other hand, the directive also aims to establish integrated water management and integrated programmes of measures.<sup>251</sup> The Swedish approach to directing the authorities, by establishing a general focus on water-related issues in a wider range of their activities, seems to forward just such an integrated form of management. This also holds true for the Norwegian programme, which to some extent is more explicit in the integration of the use of regulatory power in relation to the aquatic environment. Concerning the establishment of integrated water management, the Danish programme appears to reveal some shortcomings.

Environmental law has close ties to administrative law and environmental governance. However, analysis of how the

administrative authorities actually are – or can be – directed in their environmental management, are rarely undertaken.

This study reveals different modes of conducting environmental management activities: one forwarding adaptive management, the two others, a more integrated approach.

Comparative analysis gives insight into other countries' approaches to designing their legal regulation. For the legal community, such insights may be valuable in themselves.<sup>252</sup> Yet, environmental planners might also benefit from this insight into differences in possible approaches, just as it might enhance and fertilize the discussion among those involved in the river basin management planning in Scandinavia and the rest of Europe.

---

<sup>251</sup> Cf. Preamble para. 26. See also Sigrid Hedin *et al*, *ibid* n. 172.

---

<sup>252</sup> Comparative analyses such as this provide the basis for legal cross-fertilization. However, one fully acknowledges the point that, alone, it does not provide for legal developments, as recently expressed by Staffan Westerlund in this journal, cf. Staffan Westerlund, 'Rätt och riktig rättsvetenskap', *Nordisk Miljörättslig Tidskrift / Nordic Environmental Law Journal* 2010, no. 1 (2010): p. 9.



# Vandrammedirektivet og de danske vandplaner

---

## 1 Abstract

Vandplanerne er nogle af de væsentligste retlige dokumenter i den danske vandplanproces. Artiklen redegør for den retlige karakter af vandplanerne og deres indsatsprogrammer og analyserer hvordan de implementerer vandrammedirektivets planlægningsforpligtelser. Det konkluderes at vandplaner og indsatsprogrammer efter direktivet først og fremmest tjener et informationsformål, mens de danske vandplaner og indsatsprogrammer først og fremmest tjener et regulerings- og styringsformål. Her ud over påpeges en grundlæggende misforståelse i vandplanerne vedrørende direktivets bestemmelser om grundlæggende og supplerende foranstaltninger. Konsekvensen er, at vandplanernes og indsatsprogrammernes informationsværdi er blevet forringet, og Kommissionens vurdering af de danske planer og de indeholdte indsatsprogrammer er blevet betydeligt besværliggjort.

## 2 Indhold

|   |  |    |
|---|--|----|
| 1 | Abstract .....   | 1  |
| 2 | Indhold.....   | 1  |
| 3 | Hovedlinjerne i vandrammedirektivets vandforvaltningsplanlægning ..... | 2  |
| 4 | Vandplanlægningens forvaltningsmæssige enheder .....                   | 3  |
|   | Vandrammedirektivets forlæg .....                                      | 3  |
|   | Den danske implementering .....  | 4  |
| 5 | Vandplanernes funktion og retsvirkning .....                           | 6  |
|   | Vandrammedirektivets forlæg .....                                      | 6  |
|   | Den danske implementering .....  | 7  |
| 6 | Vandplanernes indhold .....  | 8  |
|   | Vandrammedirektivets forlæg .....                                      | 8  |
|   | Den danske implementering .....  | 9  |
| 7 | Indsatsprogrammernes funktion og retsvirkning .....                    | 11 |
|   | Vandrammedirektivets forlæg .....                                      | 11 |
|   | Den danske implementering .....  | 13 |
| 8 | Vandplanlægningens foranstaltninger .....                              | 14 |
|   | Vandrammedirektivets forlæg .....                                      | 14 |
|   | Den danske implementering .....  | 15 |
| 9 | Sammenfatning og konklusion .....                                      | 18 |



### 3 Hovedlinjerne i vandrammedirektivets vandforvaltningsplanlægning

Vandrammedirektivet (2000/60 EF) sætter en ramme om en oplandsbaseret vandforvaltningsplanlægning. Vandforvaltningsplanlægning indledes med en analysefase, hvor vandområderne karakteriseres, de konkrete miljømål for vandforekomsterne fastlægges, belastningerne identificeres, og der opstilles et overvågningsprogram. Herefter fastlægges indsatsen for at nå miljømålene samt opfylde de øvrige krav til vandforvaltningen, og til sidst realiseres denne indsats. Undervejs inddrages offentligheden i de væsentlige beslutninger og informeres om resultatet.

Hvis vi knytter disse delprocesser til direktivets bestemmelser, så ser det således ud: Vandforvaltningsplanlægningen sker på vandområdedistrikt-niveau efter artikel 3. Vandområdekarakteriseringen tager udgangspunkt i direktivets artikel 5, mens miljømålene fastlægges efter artikel 4, og overvågningsprogrammerne opstilles efter artikel 8. Indsatsen, der skal føre til, at man når miljømålene for grundvand, overfladevand og beskyttede områder efter artikel 4, overholder kravene til drikkevand efter artikel 7 samt iagttager rammerne for den økonomiske betaling for forsyningspligtigheder som f.eks. vandforsyning og spildevandshåndtering efter artikel 9. Offentligheden skal inddrages i hele processen efter artikel 14, og det hele skal beskrives i vandområdeplanerne efter artikel 13.

Så enkelt kan det beskrives. Hermed ikke sagt, at vandrammedirektivet er enkelt. Direktivet rummer en mængde detaljer og retlige konstruktioner, der har givet og fremover vil give anledning til en lang række retlige analyser.<sup>1</sup> Men grundstrukturen er enkel.

Nogle af de væsentligste dokumenter i processen set fra et miljømæssigt og forvaltningsmæssigt synspunkt er indsatsprogrammerne i henhold til artikel 11 og vandområdeplanerne efter artikel 13. Nu er de danske vandområdeplaner – eller vandplaner, som de kaldes i Danmark – så endelig vedtaget. De er to år forsinket og har på mange måder fået en anderledes konstruktion, end den direktivet lægger op til.

De danske vandplaner indeholder både de konkrete miljømål og indsatsprogrammer. Fastsættelsen af miljømål og sammenhængen mellem vandplanerne og de indeholdte miljømål er beskrevet i en tidligere artikel i Juristen/dette tidsskrift. Denne artikel behandler vandplanerne og det indeholdte indsatsprogram. Hvordan skal de forstås som retlige instrumenter, og hvordan forholder de sig til direktivets forlæg?

Artiklen er disponeret, så hvert afsnit indledes med en redegørelse for vandrammedirektivets bestemmelser – det jeg kalder for direktivets forlæg. Efterfølgende redegøres for den danske implementering. Mange retlige forhold vedrørende vandrammedirektivet og vandområdeplanerne er stadig usikre, og hensigten med artiklens opbygning er at adskille den usikkerhed, der er knyttet til

<sup>1</sup> For en dansk introduktion til vandrammedirektivet se H. T. Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer', i E. M. Basse (ed), *Miljøretten 3: Affald, jord, vand og råstoffer*, 2 ed. (Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2006), s. 417-556; H. T. Anker, 'Ny lovgivning til gennemførelse af EU's vandrammedirektiv og EU's habitatdirektiv', *TfL* 2005:2 (2005), s. 423-434. Et eksempel på tilsvarende engelsk introduktion er D. Grimeaud, 'The EC Water Framework Directive - An Instrument for Integrating Water Policy', *RECIEL* 13:1 (2004), s. 27-39. Se også P. A. Chave, *The EU Water Framework Directive: An Introduction* (IWA Publishing, 2001) for en fylldig gennemgang af direktivets bestemmelser, og L. Gipperth og M. Ekelund-Entson, *Mot samma mål? - implementeringen av EU:s ram-direktiv för vatten i Skandinavien*, Juridiska institutionens skriftserie 6 (Handelshögskolan vid Göteborgs universitet, 2010) for en komparativ analyse.

direktivet og den usikkerhed, der følger af den nationale implementering. Artiklens analyser af direktivet har dermed også relevans for de andre nordiske lande.

#### 4 Vandplanlægningens forvaltningsmæssige enheder

Der hersker en udbredt forvirring omkring den geografiske terminologi i den danske vandplanlægning. Forvirringen skyldes flere forhold. For det første er det, der i miljømålsloven kaldes et vanddistrikt, ikke i praksis det område, som vandplanerne er udarbejdet for. For det andet er vandplanlægningen for vandløb reelt sket med udgangspunkt i de kendte danske inddelinger af vandløbene i vandløbsstrækninger m.v. uden hensyntagen til direktivets grundlæggende aggregeringsniveau i vandforekomster. For det tredje er den danske version af vandrammedirektivet ikke konsistent i sin terminologi. Her skal man holde tungen lige i munden.

##### Vandrammedirektivets forlæg

Der er 4 relevante niveauer for inddelingen af vandet i forvaltningsmæssige enheder:

- 1) De store områder der udarbejdes en samlet plan for forvaltningen af.
- 2) De mindre områder der er hydraulisk forbundne via et samlet nedbørs- og vandløbssystem.
- 3) De delområder af 2 som er praktisk at behandle samlet.
- 4) De små områder der fastsættes status og miljømål for.

Direktivets engelske version er konsistent i sin sprogbrug med termene *district*, *basin*, *sub basin* og *body of water*, hvor den danske version af direktivet sammenblander de tre begreber *opland*, *område* og *forekomst*.

Tabel 1: uddrag af direktivets definitioner i de skandinaviske sprog

| Dir 2000/60 | Direktivets engelske version | Direktivets danske version | Direktivets svenske version | Direktivets norske version |
|-------------|------------------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Art. 2(15)  | Riber Basin districts        | Vandområde-distrikt        | Avrinnings-distrikt         | Nedbørfeltdistrikt         |
| Art. 2(13)  | River Basin                  | Vandløbsopland             | Avrinnings-område           | Nedbørfelt                 |
| Art 2(14)   | Sub river basin              | Delopland                  | Delavrinnings-område        | Delnedbørfelt              |
| Art. 2(10)  | Body of surface-water        | Overfladevand-område       | Ytvatten-förekomst          | Overflatevannforekomst     |
| Art. 2(12)  | Body of groundwater          | Grundvandsforekomst        | Grundvatten-förekomst       | Grunnvannsforekomst        |

Vandområdeplanerne i henhold til direktivets artikel 13 dækker et vandområdedistrikt – på engelsk et River Basin District. Vandområdeplanerne skal udarbejdes af den kompetente myndighed for vandområdedistriktet, jf. artikel 3, stk. 2 og omfatte hele distriktet, jf. artikel 13, stk. 1. For internationale vandområdedistrikter er der særlige regler.<sup>2</sup>

<sup>2</sup> M. van Rijswijk *et al.* 'The need for international and regional transboundary cooperation in European river basin management as a result of new approaches in EC water law', *ERA-Forum* (2009); S. Nilsson *et al.* 'International River

Et vandområdedistrikt udgøres af et eller flere vandområder, det der i den danske version kaldes vandløbsoplande, svarende til definitionen i artikel 2, nr. 15. Disse vandområder kan underinddeles hvis det er hensigtsmæssigt, svarende til definitionen i art. 2, nr. 14.

Fastsættelsen af status og miljømål sker efter direktivet på vandforekomstniveau, jf. art. 2, nr. 10 og 12, og disse er de mindste forvaltningsmæssige enheder i direktivet. Der er imidlertid sket en sammenblanding af ordene vandforekomst og vandområde i den danske version af direktivet. Den danske definition i artikel 2, nr. 10 bruger ordet overfladevandområde, hvor den term, der skulle være brugt, er overfladevandforekomst. Begrebet vandområde er jo allerede brugt i ordet vandområdeplan og vandområdedistrikt, som den enhed, der udarbejdes en vandplan for. Hvis begrebet vandområde skal bruges, så må det dække den enhed, der på dansk kaldes et opland, og som i den danske version af direktivet kaldes et vandløbsopland, altså svarende til definitionen i artikel 2, nr. 15.

#### Den danske implementering

Vandområdeplanerne skal som sagt udarbejdes af den kompetente myndighed for vandområdedistriktet, jf. artikel 3, stk. 2 og omfatte hele distriktet, jf. artikel 13, stk. 1. I Danmark har man grebet det anderledes an.

Vandområdeplanerne kaldes i miljømålsloven vandplaner, og vandområdedistrikterne kaldes vanddistrikter. Miljømålslovens bilag 1 fastsætter, at der er 4 vanddistrikter i Danmark. Det forvirrende er imidlertid, at det i Danmark er de 23 hovedvandoplande, der fungerer som det egentlige planlægningsniveau for udarbejdelsen af vandplaner. Både myndigheder og offentlighed bruger ordet *vandplan* som betegnelsen for den plan, der dækker et hovedvandopland, og i bekendtgørelse nr. 863 af 28/06 2010 er det fastsat, at en vandplan i bekendtgørelsens forstand udgøres af en statslig vandplan for et hovedvandopland. Det ændrer imidlertid ikke lovens definition.

Et vandområdedistrikt efter direktivet udgøres af et eller flere vandløbsoplande, svarende til definitionen i artikel 2, nr. 15. Termen hovedvandoplande findes ikke i direktivet, men hvis man fastholder, at der kun skal være 4 vandplaner for de 4 danske vanddistrikter, forstås termen hovedvandoplande bedst som det, der i den danske version af direktivet kaldes vandløbsoplande og i den engelske kaldes river basins.

Inddelingen af landet i hovedvandoplande og vanddistrikter har rødder tilbage til 2001. Her nedsatte Miljøministeren og Miljøstyrelsen et udvalg, Artikel 3-udvalget, der skulle belyse den fremtidige forvaltningsstruktur i forbindelse med direktivets krav i artikel 3 om etablering af en vandområdebaseret vandforvaltning. Udvalgets arbejde resulterede i en inddeling af landet i 12 vanddistrikter med grænser, der i store træk fulgte de daværende amtsgrænser. Vanddistrikterne blev tilknyttet et amt, og amterne blev vanddistriktsmyndighed. Efter nedlæggelsen af amterne overførtes vanddistriktsmyndigheden til miljøministeren og antallet af vandområdedistrikter reduceredes til tre foruden et lille internationalt vanddistrikt langs den dansk-tyske grænse. Planlægningskompetencen blev lagt ud i de nyoprettede statslige miljøcentre, der også fik den formelle kompetence til at vedtage forslag til vandplaner. Miljøcentrenes planlægningsniveau, eller aggregeringsniveau, som det også kan kaldes, blev imidlertid

fastlagt til landets 23 hovedvandoplande og ikke de 4 vandområdedistrikter – eller vanddistrikter, som er den betegnelse, der bruges i miljømålsloven.

Det var hensigten at de 23 vandplaner for hovedoplande skulle samles til de 4 vandplaner, jf. miljømålslovens § 3, der formelt set modsvarer direktivets vandområdeplaner.<sup>3</sup> Denne tanke er dog formodentligt opgivet, og det er tydeligvis hensigten, at vandplanerne for hovedoplandene skal opfylde miljømålslovens krav til en vandplan.

Det skaber lovgivningsmæssig uklarhed omkring vandplanerne med denne omvendte planlægningsproces, hvor det i praksis er planerne for hovedvandoplandene, som er de egentlige vandplaner, men nu opgivede sammenskrævede planer for vandområdedistrikterne, der modsvarer direktivets og miljømålslovens vandplaner. Det virker her mest oplagt at ændre miljømålsloven, så vandplanerne for hovedvandoplandene modsvarer direktivets vandområdeplaner og Naturstyrelsens praksis.

Ser vi på direktivets mindste forvaltningsniveau, det der på engelsk kaldes *bodies of water*, så skaber den danske sprogbrug også problemer her. Terminologien fra den danske version af direktivet, hvor en vandforekomst for overfladevands vedkommende kaldes et vandområde, er videreført i miljømålsloven, der bruger termene overfladevandområder og grundvandsforekomster. Det, der skulle hedde overfladevandforekomster, kaldes altså overfladevandområder. Termen overfladevandområder er sprogligt knyttet til begreberne vandområder og vandområdedistrikter – altså direktivets største forvaltningsmæssige enheder, men den bruges altså i den danske version på de mindste forvaltningsmæssige enheder.

Sammenblandingen af ordene vandforekomst og vandområde er uheldig, da det kan give anledning til en række misforståelser, herunder f.eks. at der skal udarbejdes en plan og fastsættes en konkret indsats for hver vandforekomst. Det skal der selvfølgelig ikke. Vandplanerne skal ligesom indsatsprogrammer udarbejdes for det område, som man beslutter sig for skal udgøre direktivets vandområdedistrikter. Miljømålene skal derimod fastlægges for de individuelle vandforekomster.

Ordet vandområde er endvidere et almindeligt brugt dansk ord, der nu med den danske version af direktivet har fået en snæver legaldefinition og krav om en konkret administrativ afgrænsning. Det vil være mere hensigtsmæssigt at knytte legaldefinitionen til den nye term *vandforekomst*. Der er forsøgt lappet på problemet i bekendtgørelsen om karakterisering af vandforekomster ved at definere vandforekomster som et samlet begreb for overfladevandområder eller grundvandsforekomster, men der er behov for en ensartet sprogbrug igennem hele regelhierarkiet.

Sætter vi det op i et skema, kunne den se ud som i tabel 2.

*Tabel 2: Oversigt over de anvendte termer i Danmark og forslag til konsistent dansk sprogbrug*

| Dir 2000/60 | Direktivets engelske version | Direktivets danske version | Miljømålsloven | De danske vandplaner | Forslag til konsistent dansk sprogbrug |
|-------------|------------------------------|----------------------------|----------------|----------------------|--|
| Art. 2(15)  | Riber basin districts        | Vandområde-distrikt        | Vanddistrikt   | Hovedvandopland      | Hovedvandopland                        |

<sup>3</sup> Se f.eks. Miljøcenter Aalborg, *Forslag til vandplan Hovedvandopland 1.3 Mariager Fjord*, (Miljøministeriet By- og Landskabsstyrelsen, 2010), s. 9.

|            |                      |                      |                      |                             |                         |
|------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------------|-------------------------|
| Art. 2(13) | River basin          | Vandløbsopland       | -                    | Hovedvandopland             | Vandopland              |
| Art 2(14)  | Sub river basin      | Delopland            | -                    | Vandløbsopland og delopland | Vandløbsopland          |
| Art. 2(10) | Body of surfacewater | Overfladevand-område | Overfladevand-område | Overfladevand-område        | Overfladevand-forekomst |
| Art. 2(12) | Body of groundwater  | Grundvandsforekomst  | Grundvandsforekomst  | Grundvandsforekomst         | Grundvandsforekomst     |

## 5 Vandplanernes funktion og retsvirkning

I Danmark har man valgt en implementering, hvor vandplanerne er gjort til dokumenter med egen retskraft. Myndighederne er efter miljømålslovens § 3, stk. 2 bundet af vandplanen ved udøvelse af beføjelser i medfør af lovgivningen og skal herunder sikre gennemførelsen af vandplanens indsatsprogram. Man har – vil jeg argumentere for – imidlertid taget et EU-retligt instrument, der først og fremmest er konstrueret til at tjene informationsformål, og brugt det til et nationalt regulerings- og styringsformål.

### Vandrammedirektivets forlæg

Vandrammedirektivets vandområdeplaner er centrale instrumenter i forhold til at skabe gennemsigtighed med hensyn til undtagelserne fra det generelle miljømål: God status i 2015. Det fremgår af Bilag VII pkt. 5 og artikel 4, stk. 5 pkt. d, stk. 6 pkt. b og stk. 7 pkt. b, at vandområdeplanen bruges til at sikre, at myndighedernes beslutning om at afvige fra miljømålet om god tilstand i 2015 bliver begrundet overfor offentligheden - jf. også præambelens 30. og 46. betragtning. Vandområdeplanerne er ikke nødvendigvis der, hvor beslutningen om at fravige det generelle miljømål træffes, men skal blot sikre en identifikation af de tilfælde, hvor miljømålet er fraveget og en begrundelse for fravigelsen. De er heller ikke tænkt som det primære instrument for at styre vandforvaltningen mod opnåelsen af miljømålene – denne rolle er tiltænkt indsatsprogrammet.<sup>4</sup>

Der er efter min vurdering en tæt sammenhæng mellem direktivets bestemmelser i artikel 14 om offentlighedens deltagelse i vandforvaltningen, og så vandområdeplanerne. Vandområdeplanerne er omdrejningspunktet for offentlighedens deltagelse i planlægningen af vandforvaltningen, og de forskellige stadier af vandområdeplanerne – oversigten over de væsentlige vandforvaltningsmæssige problemstillinger på baggrund af artikel 5-analysen, udkast til vandområdeplaner og endelig den færdige offentliggjorte plan – giver offentligheden det overblik over vandforvaltningen indenfor vandområdedistriktet, der er en forudsætning for en kvalificeret deltagelse i beslutningsprocesserne.<sup>5</sup>

Vandområdeplanerne har med det indhold, som direktivet angiver, først og fremmest informativ karakter. Dette kan ud fra et dansk synspunkt virke kontroversielt, men der er ingen krav i direktivet om, at vandplanerne skal have retskraft overfor borgere eller myndigheder.<sup>6</sup> Vandområdeplanerne skal heller ikke nødvendigvis vedtages formelt af en myndighed, direktivets artikel 13, stk. 6 kræver blot, at den gøres

<sup>4</sup> CIS Working Group 2.2, *Guidance Document No. 11, Planning Processes*, Guidance Documents 11 (Office for Official Publications of the European Communities, 2003), s. 42 og tilsvarende W. Howarth og D. McGillivray, *Water pollution and water quality law* (Shaw, 2001), s. 345.

<sup>5</sup> Jf. også CIS Working Group 2.2, *Guidance Document No. 11, Planning Processes*, s. 42.

<sup>6</sup> Jf. også H. Unnerstall og W. Köck, 'The Implementation of the EU Water Framework Directive into Federal and Regional Law in Germany', *JEEPL* 2004:1 (2004), s. 210-211, der som de eneste beskæftiger sig nærmere med spørgsmålet.

tilgængelig for offentligheden. Der ud over skal den sendes til Kommissionen, jf. artikel 15, stk. 1, og har altså også en informationsfunktion i forhold til Kommissionens indseende med medlemsstaternes vandforvaltningsplanlægning og overholdelse af direktivets centrale forpligtelser.

### Den danske implementering

I den danske implementering er vandplanerne gjort til dokumenter med egen retskraft og det primære styringsinstrument i forhold til at opnå miljømålene. Hovedbestemmelsen er her miljømålslovens § 3, stk. 2, hvorefter myndighederne er bundet af vandplanen ved udøvelse af beføjelser i medfør af lovgivningen og skal sikre gennemførelsen af vandplanens indsatsprogram. Indsatsprogrammet, som behandles nedenfor, er med miljømålsloven gjort til en del af vandplanen og indeholder de konkrete initiativer og projekter, som myndighederne indenfor hovedvandoplandet skal gennemføre i planperioden.

Der er desværre ikke i lovens sparsomme forarbejder taget stilling til, indenfor hvilke af myndighedernes aktivitetsområder deres beslutninger er bundet af vandplanen, og vandplanernes retsvirkning efter miljømålslovens § 3, stk. 2 er på nogle områder uklar. I formuleringen "bundet af" ligger, at vandplanerne har fastere binding af myndighederne end den tidligere regionplanlægning med forpligtelserne til at "virke for" realiseringen af en plan. Det fremgår af forarbejderne, at formuleringen "bundet af" også indeholder en handleforpligtelse, men det må anses for usikkert, om der er f.eks. kan gives instruktioner vedrørende kommunernes sagsbehandling, tilrettelæggelsen af planprocesser og tilrettelæggelsen af tilsynsvirksomhed.<sup>7</sup>

Den uklare afgrænsning af, hvilke aktiviteter og beslutningsprocesser vandplanerne faktisk er bindende for, er dog i nogen grad søgt afbødet ved angivelsen i selve planerne af, hvordan miljømål, retningslinjer og indsatsprogram skal forstås som bindende. Således er det f.eks. angivet, at retningslinjerne har bindende virkning overfor myndigheders fysiske planlægning og administration, herunder i relation til konkrete sager inden for hovedvandoplandet.<sup>8</sup> Dette har Miljøstyrelsen dog på husdyrbrugområdet forsøgt at afvise.<sup>9</sup>

Endelig har vandplanerne en rammestyrende funktion, der følger af rammestyringsbestemmelser i en række sektorlove – bl.a. vandforsyningslovens §§ 13 og 13a og 14a, planlovens § 11, jordforureningslovens § 18, og miljøbeskyttelseslovens § 32.

Miljømålslovens § 3, stk. 2 er ligesom rammestyringsbestemmelserne formelt set knyttet til vandplanerne for lovens 4 vanddistrikter og ikke vandplanerne for de 23 administrative hovedvandoplande, men det er vandplanerne for hovedvandoplandene, der indeholder indsatsen adresseret til kommuner og andre myndigheder. Her bidrager det altså igen til uklarhed med den praksis, hvor det er planerne for hovedvandoplandene, som er de egentlige vandplaner, men alligevel de planerne for vandområdedistrikterne, som man havde forestillet sig, der modsvarer direktivets og miljømålslovens retskraftige vandplaner.

<sup>7</sup> Se også L. Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer*, Social Science Series 18 (Royal Veterinary and Agricultural University, 2006), s. 30.

<sup>8</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, (Naturstyrelsen, 2011), s. 53.

<sup>9</sup> Se Miljøstyrelsen, *Vandplaners betydning for husdyrgodkendelser*, NOTAT (2011) og L. Baaner, 'Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål', *Jur.* 94:3 (2012), s. 126. Miljøstyrelsens argumentation er at Husdyrbruglovens "beskyttelsesniveau er lagt til grund ved fastsættelse af indsatsbehovet i vandplanerne". I vandplanerne angives imidlertid effekter af miljøgodkendelser af husdyrbrug ikke indgår i de indregnede baselineeffekter, jf. Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 194.



Samlet set er der altså lagt flere funktioner ind i de danske vandplaner. De fungerer både som et dokumentations- og informationsgrundlag i forbindelse med offentlighedens indseende i vandforvaltningen, som et dokumentationsgrundlag overfor EU Kommissionen vedrørende Danmarks vandforvaltning, som et administrationsgrundlag i forbindelse med myndighedernes udøvelse af beføjelser i medfør af lovgivningen og som en handleplan for myndighedernes aktive indsats i planperioden. Dertil kommer vandplanernes rammestyrende funktion. Det er i overensstemmelse med den danske planlægningstradition,<sup>10</sup> men det er ikke i overensstemmelse med det EU-retlige forlæg.

## 6 Vandplanernes indhold

Vandrammedirektivet opstiller en udførlig fortegnelse over kravene til indholdet af direktivets vandområdeplaner. Det er bare ikke en indholdsfortegnelse, for medlemsstaterne kan vælge at disponere planerne anderledes, så længe de indeholder det, de skal. I Danmark har man valgt at disponere planerne anderledes end direktivets forlæg. Det betyder dels, at det er vanskeligt at vurdere, om planerne lever op til direktivets indholds krav, dels at Naturstyrelsen som vandplanmyndighed har mistet opmærksomheden på det direktivmæssige ophæng.

### Vandrammedirektivets forlæg

Hovedbestemmelserne vedrørende vandområdeplanerne er fastlagt i direktivets art 13, og direktivet stiller nogle præcise krav til vandområdeplanernes indhold i bilag VII, som artikel 13 henviser til. Gemt i vandrammedirektivets artikel 4, stk. 6 er der imidlertid også en bestemmelse vedrørende vandplanernes indhold. Det fremgår heraf, at vandområdeplanerne skal indeholde en redegørelse for ekstraordinære omstændigheder, der kan begrunde en manglende opfyldelse af miljømålene. Bestemmelsen kunne med fordel have været placeret i emnefortegnelsen i direktivets bilag VII.

#### Tekstboks:

Med en lettere omskrivning af bilag VII skal vandområdeplanerne indeholde følgende:

1. En beskrivelse af vandområdedistriktets karakteristika, som krævet i direktivets artikel 5.
2. Et resumé af de signifikante belastninger fra menneskelig aktivitet på overfladevandets og grundvandets tilstand.
3. Identifikation og kortlægning af de beskyttede områder, som krævet i direktivets artikel 6.
4. Et kort over de overvågningsnet, der er oprettet efter direktivets artikel 8, samt kort der viser resultaterne af overvågningen.
5. En liste over de miljømål, der er opstillet i medfør af direktivets artikel 4, herunder navnlig identifikation af tilfælde, hvor der er gjort brug af direktivets undtagelser.
6. Et resumé af den økonomiske analyse af vandanvendelse, som krævet i direktivets artikel 5.
7. Et resumé af indsatsprogrammet efter direktivets artikel 11, herunder angivelse af, hvordan de mål, der er opstillet i medfør af direktivets artikel 4, skal opfyldes gennem programmet, samt resumeer af en række andre dele af programmet.
8. En fortegnelse over eventuelle mere detaljerede programmer og områdeplaner for vandområdedistriktet, hvori særlige deloplande, sektorer, problemer eller vandtyper tages op til behandling, samt et resumé af deres indhold.
9. Et resumé af de foranstaltninger, der er truffet med hensyn til oplysning og høring af offentligheden, hvilke resultater, der er opnået, og hvilke ændringer i vandområdeplanen, de har medført.
10. En liste over de kompetente myndigheder i overensstemmelse med direktivets bilag I.
11. Kontaktpunkter og procedurer, som giver adgang til baggrundsdokumenter og nærmere oplysninger om elementer i indsatsprogrammet og indsamlede overvågningsdata.

Bilag VII omfatter en hel række emner og underemner, og lægger op til endog meget omfattende vandplaner. Overordnet vedrører vandområdeplanernes indhold dog først og fremmest de 5 centrale emner i vandforvaltningsplanlægningen:

<sup>10</sup> Jf. f.eks. L. Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer*, s. 13-16.

1. Vandområdekarakteristikken  
(punkterne 1,2 og 6)
2. Miljømålene (punkt 5)
3. Indsatsprogrammerne (punkt 7 og 11)
4. Miljøovervågningen (punkt 4 og 11)
5. Offentlighedens deltagelse  
(punkt 9 og 11)

Vandrammedirektivets udgangspunkt er, at vandområdeplanerne skal indeholde en række informationer i form af lister, resumeer og oversigter. Vandområdeplanerne skal skabe overblik og være den primære indgang til at søge yderligere information. Vedrørende de centrale områder som beskyttede områder, miljøovervågning og miljømål skal vandområdeplanerne indeholde samtlige oplysninger, men ellers begrænses kravet til, at vandplanerne skal indeholde et resumé af de forskellige oplysninger.

Vandområdeplaner kan efter artikel 13, stk. 5 suppleres med udarbejdelse af mere detaljerede programmer eller planer for deloplande, udvalgte sektorer, særlige problemstillinger eller bestemte typer af vandforekomster. Dette fritager dog ikke medlemsstaterne fra at leve op til direktivets krav med hensyn til indholdet i vandområdeplanerne, indsatsprogrammerne eller øvrige forpligtelser i direktivet.

Det er imidlertid ikke kun vandrammedirektivet, der stiller krav til indholdet i vandplanerne. Der stilles også i grundvandsdirektivet (2006/118/EF) og miljøkvalitetsdirektivet (2008/105/EF), der begge er datterdirektiver af vandrammedirektivet, krav om at optage bestemte oplysninger i vandplanerne.

I miljøkvalitetsdirektivet er der i art. 4, stk. 2 krav om, at de medlemsstater, der udpeger blandingszoner omkring punktudledninger, skal vise dem i deres vandområdeplaner. I art. 5, stk. 4 er der krav om, at planerne skal indeholde oversigter over emissioner af visse stoffer, og i art. 6, stk. 2 krav om at planerne skal indeholde et resume af de foranstaltninger, der er truffet overfor grænseoverskridende forurening af medlemsstaternes vandforekomster. I grundvandsdirektivets art. 3, stk. 5 er der krav om, at de tærskelværdier, som medlemsstaterne fastsætter for indholdet af forurenende stoffer i grundvandet, skal fremgå af vandplanerne, mens artikel 5, stk. 4 indeholder en nærmere specifikation af indholdet af det resume af basisanalysen, der skal indgå i vandplanerne.

#### Den danske implementering

Vender vi os mod implementeringen af indholdskravene til vandplanerne, så er det sket i miljømålslovens bilag 2, som ændret ved § 4 i vandplanbekendtgørelsen (bek. 863/2012). Bekendtgørelsen giver en oversigt over kravene til indholdet af en vandplan, der med visse ændringer og tilføjelser gentager direktivets indholdskrav. Det er dog afgørende for den retlige vurdering indholdskravene, at man har det direktivmæssige ophæng klart og ikke kun benytter bekendtgørelsen.

Ser vi på de foreliggende danske vandplaner, så er de bygget over en anden men dog fælles skabelon. Store dele af teksten i planerne er ens, men kun en del af indholdet er tilpasset det enkelte hovedvandopland.

Overordnet er planerne opdelt i en plandel og en redegørelsesdel i overensstemmelse med traditionen i Danmark indenfor den fysiske planlægning. Det er angivet i planerne, at det kun er plandelen, der er retligt

bindende for myndighederne.<sup>11</sup> Redegørelsesdelen har fokus på plandelens forudsætninger, og indeholder primært baggrunden for den planlagte indsats.<sup>12</sup> Desuden er det angivet, at kortene på miljøministeriets WebGis er ”en del af planen”.<sup>13</sup>

Tekstboks:

#### **Den fælles indholdsfortegnelse i de 23 vandplaner**

1. Plan
  - 1.1 Miljømål
  - 1.2 Indsatsprogram og prioritering
  - 1.3 Retningslinjer
2. Redegørelse
  - 2.1 Områdebeskrivelse
  - 2.2 Påvirkninger
  - 2.3 Vandområdernes tilstand
  - 2.4 Miljømål og indsatsbehov
  - 2.5 Virkemidler, foranstaltninger og økonomi
  - 2.6 Overvågningsprogram
  - 2.7 Inddragelse af offentligheden
  - 2.8 Liste over kommuner i vanddistriktet

Det vanskeliggør vurderingen af planerne at de ikke er opbygget i en systematik, der følger direktivets og bekendtgørelsens indholdskrav, for det er ud fra indholdsfortegnelsen vanskeligt at afgøre, hvor i de flere hundrede sider man skal orientere sig, når man skal vurdere overensstemmelsen med lovgivningen. Der ser dog ud til at være flere indholdsmangler.

Hvis vi ser på resumeerne af artikel 5-analyserne, så indeholder vandplanerne resumeer af beskrivelsen af karakteristika og belastninger, men ikke et egentligt resume af vandanvendelse og økonomi. Denne del mangler en tydelig placering i vandplanlægningen, som fundament for at forstå de foranstaltninger, der planlægges for, og som fundament for anvendelsen af direktivets undtagelsesbestemmelser. Undtagelserne fra det generelle miljømål om god tilstand i 2015 er derfor også anvendt uden den nødvendige argumentation.<sup>14</sup> Hvad angår identifikation af vandforekomster og beskyttede områder, er der også en del formelle mangler i de danske planer.<sup>15</sup> Direktivets krav om en række lister og registre over baggrundsmateriale, kontaktpunkter m.v. er delvist fraværende i de danske vandplaner, men de nødvendige informationer kan uddrages af planernes indhold og mange henvisninger til yderligere materiale.

Vandplanbekendtgørelsen implementerer også indholdsmæssige krav til vandplanerne i tilknyttede vandrammedirektivets datterdirektiver. Det er grundlæggende fornuftigt med en samlet implementering af EU-lovgivningens indholdsmæssige krav til vandområdeplanerne. Forbindelsen mellem datterdirektivernes problemstillinger og vandplanbekendtgørelsens bestemmelser er imidlertid gået tabt.

<sup>11</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 8.

<sup>12</sup> Se f.eks. også By- og Landskabsstyrelsen, *Hvordan læses en vandplan?* (2010), s. 4.

<sup>13</sup> Se f.eks. Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 8.

<sup>14</sup> Jf. L. Baaner, 'Den danske vandplanlægning - Vandplaner og miljømål', s. 135.

<sup>15</sup> Jf. L. Baaner, 'Vandplanernes geografi', *Vand & jord* 19:2 (under udgivelse) (2012).

Et eksempel herpå er foranstaltningerne overfor grænseoverskridende forurening i internationale vanddistrikter i henhold til miljøkvalitetsdirektivets artikel 6, stk. 2 som implementeret ved bekendtgørelsens § 4, nr. 16. Forpligtelsen til at redegøre for foranstaltninger overfor grænseoverskridende forurening er knyttet til anvendelsen af en undtagelse i miljøkvalitetsdirektivet. Undtagelsen går ud på, at en overskridelse af miljøkvalitetskrav i en medlemsstats vandforekomst på grund af grænseoverskridende forurening fra en anden medlemsstat ikke anses som en overtrædelse af vandramme- og miljøkvalitetsdirektivet. I vandplanen for Kruså bruges kræfterne i dette indholdspunkt på noget helt andet. Her kommer Naturstyrelsen med en helt generel redegørelse for, hvorledes den danske indsats vil nedbringe den diffuse tilførsel af næringsstoffer m.v. fra den danske til den tyske del af oplandet uden nogen synlig sammenhæng med miljøkvalitetsdirektivets bestemmelser.

Andre bestemmelser er implementeret forholdsvist direktivnært. Det gælder f.eks. kravet i artikel 4, stk. 6(b) om redegørelse for de betingelser, hvorunder omstændigheder, der er ekstraordinære eller ikke med rimelighed kunne have været forudset, kan begrunde, at miljømålene ikke nås. Dette krav er implementeret direktivnært i vandplanbekendtgørelsens § 4, nr. 10, men redegørelsen for sådanne betingelser mangler alligevel i de danske vandplaner. – Måske fordi det ikke er oplagt hvor i vandplanens struktur en sådan redegørelse eller opstilling af betingelser egentlig kan placeres.

Det forhold, at de danske vandplaner er disponeret meget anderledes end direktivets forlæg, samt at bekendtgørelsen om indholdet af vandplaner ikke er tydelig i sin reference til det direktivmæssige ophæng, betyder, at det er vanskeligt at bevare overblikket over retsgrundlaget. Det er formodentligt også medvirkende til, at de danske vandplaner som beskrevet ikke opfylder de EU-retlige indholds krav.

## 7 Indsatsprogrammernes funktion og retsvirkning

Det væsentligste instrument til opfyldelse af vandrammedirektivets miljømål er direktivets indsatsprogrammer i henhold til artikel 11. Hvor vandområdeplanens sigte er at give overblik over den samlede vandforvaltning i vanddistriktet, så er indsatsprogrammets sigte at give et overblik over de foranstaltninger, der er taget eller er planlagt for at opnå de fastsatte miljømål.<sup>16</sup>

### Vandrammedirektivets forlæg

Indsatsprogrammet skal først og fremmest efter artikel 11, stk. 1 adressere de påvirkninger, der er identificeret i analysen i henhold til artikel 5. Det er den bærende tanke i direktivet, og har betydning for indsatsprogrammernes konkrete indhold og udformningen af de grundlæggende og supplerende foranstaltninger. Herudover har direktivets artikel 11 vedrørende indsatsprogrammer flere funktioner med hensyn til at regulere medlemsstaternes vandforvaltning.

Hensigten med indsatsprogrammerne er at beskrive opfyldelsen af en række af medlemsstaternes forpligtelser både efter vandrammedirektivet og efter andre miljødirektiver. Artikel 11 stk. 3 stiller derfor en række krav om, at indsatsprogrammet beskriver forskellige foranstaltninger i indsatsprogrammet, der følger af forpligtelser efter vandrammedirektivet og andre miljødirektiver. En del af disse foranstaltninger er nødvendige for at opfylde direktivets miljømål, mens andre ikke nødvendigvis er knyttet til miljømålsopfyldelsen.

<sup>16</sup> Se også CIS Working Group 2.2, *Guidance Document No. 11, Planning Processes* (Office for Official Publications of the European Communities, 2003), s. 24 og H. T. Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer', s. 431.

Der ud over rummer artikel 11 nogle materielle forpligtelser, der angår den retlige konstruktion af medlemsstaternes vandforvaltning. Det gælder både generelle krav om etablering af bestemte kontrolordninger og mere specifikke krav om, hvordan disse ordninger skal anvendes. Det er eksempelvis bestemmelsen i artikel 11, stk. 3, litra j om, at kontrolordninger med indvinding af overfladevand skal indeholde krav om, at indvindingerne skal revurderes tilbagevendende. Her stilles der både krav om etablering af en kontrolordning og konkrete krav til indholdet af ordningen. Kravene til indholdet af indsatsprogrammet kan mere systematisk sættes op som i tabel 4.<sup>17</sup>

*Tabel 3: Krav til indholdet af indsatsprogrammer og indretning af medlemsstaternes vandforvaltning*

| Foranstaltninger, der er nødvendige for at nå miljømålene i henhold til artikel 4                   | Foranstaltninger, der følger direkte af artikel 11                                 | Foranstaltninger der er nødvendige for at opfylde andre forpligtelser i vandrammedirektivet | Foranstaltninger der er nødvendige for at opfylde forpligtelser i andre miljødirektiver                |
|---|--|---|--|
| Art. 11, stk. 3, litra i<br>Beskyttelse og genopretning af vandforekomsternes fysiske forhold       | Art. 11, stk. 3, litra c<br>Fremme af en effektiv og bæredygtig vandanvendelse     | Art. 11, stk. 3, litra a<br>Implementering af den kombinerede metode                        | Art. 11, stk. 3, litra a<br>Implementering af anden EU-lovgivning til beskyttelse af vand              |
| Art. 11, stk. 3 litra j<br>Forbud mod direkte forurening af grundvand                               | Art. 11, stk. 3, litra e<br>Kontrol med af indvinding og opstemning af vand        | Art. 11, stk. 3, litra b<br>Fuld omkostningsdækning ved vand- og kloakforsyning             | Art. 17, stk. 3<br>Implementering af strategier for forebyggelse og kontrol af forurening af grundvand |
| Art. 11, stk. 3, litra k<br>Forhindring af forurening af overfladevand                              | Art. 11, stk. 3, litra f<br>Kontrol med kunstig infiltration af grundvand          | Art. 11, stk. 3, litra d<br>Sikring af drikkevandskvaliteten                                | GVD Art. 6, stk. 1, litra a<br>Forebyggelse af forurening med farlige stoffer                          |
| Art. 4, stk. 6, litra c<br>Begrænsning af forringelse af vandforekomster som følge af force majeure | Art. 11 stk. 3, litra g<br>Regulering af punktkildeudledninger                     |   | GVD art. 6, stk. 1, litra b<br>Forebyggelse af forurening med ikke-farlige stoffer                     |
| Art. 11, stk. 4<br>Supplerende foranstaltninger   | Art. 11, stk. 3, litra h<br>Forebyggelse og kontrol af diffus forurening           |   | GVD art. 4, stk. 5<br>Foranstaltninger hvor grundvandskvalitetskravene er overskredet                  |
|   | Art. 11, stk. 3, litra l<br>Forebyggelse af forurening fra tekniske installationer |   |  |

<sup>17</sup> Tabellen er omskrevet fra L. Baaner, 'The Programme of Measures of the Water Framework Directive More than just a Formal Compliance Tool', *JEEPL* 8:1 (2011), s. 82-100, der indeholder den nærmere analyse af forpligtelsernes relation til direktivets miljømål.

De foranstaltninger som f.eks. tilladelses- og kontrolordninger, forbud m.v., der kræves beskrevet i indsatsprogrammet, kræver naturligvis en retligt bindende implementering. En tilladelsesordning er jo i sagens natur retligt bindende.

Kravene i artikel 11 til indholdet af indsatsprogrammerne kræver formodentligt også en retligt bindende implementering, idet de giver borgerne visse rettigheder m.h.t. indretningen af de nationale vandforvaltninger, opnåelse af miljømål etc. "Indholdsfortegnelsen" i artikel 11 må således implementeres via retligt bindende nationale forskrifter.

Det er imidlertid værd at bemærke, at vandrammedirektivet ikke indeholder krav om, at indsatsprogrammerne i sig selv skal tillægges en bestemt retsvirkning eller være bindende for de nationale myndigheder.<sup>18</sup> De grundlæggende foranstaltninger, som indsatsprogrammet kræver etableret, kan etableres via bindende lovgivning og de supplerende foranstaltninger via medlemsstaternes faktiske forvaltning. Indsatsprogrammerne i sig selv behøver ikke være retligt bindende for myndighederne.

Kravene om handlings- eller indsatsprogrammer kendes også fra anden EU-lovgivning. Nitratdirektivets (91/676/EØF) artikel 5, fiskevanddirektivets (2006/44/EF) artikel 5 og skaldyrvanddirektivets (79/923/EØF) artikel 5 stiller alle krav om, at der udarbejdes programmer for at mindske forureningen og opfylde direktivernes mål. Der stilles i disse direktiver heller ikke ingen krav til retsvirkningen programmerne. Her finder vi den samme frihed for medlemsstaterne til at vælge implementering.

#### Den danske implementering

Programmerne efter fiske- og skaldyrvanddirektiverne har ikke nydt megen opmærksomhed i Danmark. Nitratdirektivets handlingsprogrammer har primært bestået vandmiljøplan I og II, der har form af politiske aftaler og er blevet udmøntet via en række retlige instrumenter som love og bekendtgørelser, lands- og regionplanlægning.<sup>19</sup> I Danmark er indsatsprogrammet efter vandrammedirektivet imidlertid i sig selv retligt bindende for myndighederne – en konstruktion, der bl.a. også med lidt variation er valgt i Sverige men ikke i Norge og Finland.<sup>20</sup> Indsatsprogrammet er en del af de danske vandplaner og er efter miljømålslovens § 3, stk. 2 tillagt samme retsvirkning som planerne. Indsatsprogrammet er, som der også står i vandplanerne, bindende for myndighedernes udøvelse af beføjelser i medfør af lovgivningen.

De danske indsatsprogrammer kan bedst anskues som en slags nationale handleplaner for opfyldelsen af miljømålene i de enkelte hovedvandoplande. Tanken med et retligt bindende indsatsprogram har formodentligt været, at der kunne fastlægges en relativt præcis og konkret betonet indsats i de enkelte

<sup>18</sup> Se også H. Unnerstall og W. Köck, 'The Implementation of the EU Water Framework Directive into Federal and Regional Law in Germany', s. 207-217 og L. Gipperth, *Åtgärdsprogram för miljö kvalitetsnormer. Betänkande av Utredningen om åtgärdsprogram*, SOU 113 (Fritzes Offentliga Publicationer 2005), s. 98.

<sup>19</sup> I Nederlandene har handlingsprogrammet form af en bekendtgørelse, jf. C-105/09 og C-110/09, og det samme synes at være tilfældet i England, jf. The Nitrate Pollution Prevention Regulations No. 2349, 2008. [www.legislation.gov.uk](http://www.legislation.gov.uk).

<sup>20</sup> L. Baaner, 'Programmes of Measures Under the Water Framework Directive – A Comparative case study', *Nordisk miljörettslig tidsskrift / Nordic Environmental Law Journal* 2011:1 (2011), s. 35; L. Gipperth og M. Ekelund-Entson, *Mot samma mål? - implementeringen av EU:s ram-direktiv för vatten i Skandinavien*, s. 113.



vandoplande – evt. lidt svarende til den tradition, der blev opbygget af amterne omkring de danske indsatsplaner for grundvandsbeskyttelse.<sup>21</sup>

Dette har imidlertid vist sig vanskeligt. Både for søer, vandløb, kystvande og grundvandsforekomster har en mængde naturfaglige usikkerheder og politiske tovtrækkerier betydet, at det trods den lange planlægningsperiode, ikke har været muligt at beslutte hvilken konkret indsats, der skulle foretages for at bringe vandforekomsternes tilstand op på de fastsatte miljømål. Således er indsatsen overfor spildevandsudledninger i det åbne land omtrentligt angivet og antallet af spildevandsudledninger, der kræver en indsats bygger på et skøn, der er ”forbundet med store usikkerheder”. Vandløbsindsatsen, der blev væsentligt reduceret i høringsperioden, er begrænset til den indsats, der kan gennemføres indenfor de beløb, der er afsat i årlige puljer på finansloven.<sup>22</sup>

Indsatsprogrammet skal, som den væsentligste materielle forpligtelse efter artikel 11, adressere de påvirkninger, der er identificeret i analysen i henhold til artikel 5. Det, der er den bærende tanke i direktivet, afspejles dog kun i nogen grad i de danske indsatsprogrammer. Tager man indsatsprogrammet for Mariager Fjord som eksempel, så identificeres nitratudvaskning fra landbrugsarealer som en af de væsentligste trusler mod grundvandet.<sup>23</sup> Det er samtidigt årsagen til, at hovedvandoplandets to grundvandsforekomster ikke opfylder miljømålet. Der planlægges imidlertid ingen konkret indsats overfor de to vandforekomster indenfor hovedvandoplandet, der har ringe tilstand, og den identificerede trussel mod grundvandet adresseres, som det umiddelbart ser ud, ikke direkte i indsatsprogrammet.<sup>24</sup>

## 8 Vandplanlægningens foranstaltninger

Vandrammedirektivets begreb *foranstaltning* er bredt og kan både dække en etableret retlig regulering, en faktisk forvaltning som eksempelvis drifts- og anlægsarbejder eller en informationskampagne. En foranstaltning kan også bestå i en samlet ”pakke” af aktiviteter, som f.eks. et naturgenopretningsprojekt, der indebærer både planlægning, regulering, anlæg, drift og information. Den regulering, som vandrammedirektivets sætter op omkring anvendelsen og beskrivelsen af foranstaltninger efter artikel 11 har imidlertid ikke været de vandplanlæggende myndigheder i Danmark bevidst.

### Vandrammedirektivets forlæg

Først og fremmest kræver artikel 11 iværksættelse af en række *grundlæggende foranstaltninger*. Som det også fremgår af tabel 4, er det her indsatsprogrammernes tyngde ligger. Disse foranstaltninger kan enten iværksættes som en del af vandforvaltningen indenfor det konkrete vandområdedistrikt, det der i Danmark kaldes vanddistrikter, eller som en del af den generelle nationale regulering.

Direktivet skelner ikke mellem foranstaltninger, der allerede er iværksat og foranstaltninger, der planlægges iværksat, som en del af den vandforvaltningsplanlægning, der er igangsat i medfør af

<sup>21</sup> Om indsatsplaner se H. T. Anker, Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer, s.491-501; L. Baaner, *Retlige rammer for kommunal vandforvaltning - Planer*, s. 34-39 samt senest L. Baaner og H. T. Anker, 'Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse', Tfl 2012:2 (2012), s. 88-101.

<sup>22</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 37.

<sup>23</sup> Miljøcenter Aalborg, *Forslag til vandplan Hovedvandopland 1.3 Mariager Fjord*, s. 67.

<sup>24</sup> Jf. L. Baaner og H. T. Anker, 'Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse', s. 88-101.

vandrammedirektivet.<sup>25</sup> Det er en væsentlig pointe. Der er heller ikke grundlag for at antage, at artikel 11 gør indskrænkninger i, hvordan de forskellige retlige instrumenter, der betragtes som foranstaltninger, skal bruges. En ændret brug af kontrolordningen med indvinding af vand – f.eks. ved implementering af nye betingelser for meddelelse af indvindingstilladelse – er helt i overensstemmelse med direktivets opfattelse af grundlæggende foranstaltninger.

Direktivets *supplerende foranstaltninger* er de foranstaltninger, der er nødvendige for at nå miljømålene, hvis ikke de grundlæggende foranstaltninger er tilstrækkelige. Her overlades stor frihed til medlemsstaterne. Direktivets bilag VI, del B indeholder eksempler på sådanne foranstaltninger. Det kan være retlige instrumenter, men kan også være information, uddannelse m.v. Foranstaltninger bruges også her i bred forstand og dækker over både retlig regulering, information og faktisk forvaltning.

Brugen af supplerende foranstaltninger er frivilligt for medlemsstaterne, men kun i det omfang, at miljømålene kan nås med de grundlæggende foranstaltninger, jf. artikel 11, stk. 2. Man kan også sige, at indsatsprogrammet *skal* indeholde supplerende foranstaltninger, hvis vandforekomsterne ikke vurderes at kunne nå deres miljømål med de grundlæggende foranstaltninger alene.<sup>26</sup>

#### Den danske implementering

Den danske miljømålslov angiver, at indsatsprogrammet skal indeholde de foranstaltninger, der skal gennemføres i vanddistriktet med henblik på at beskytte, forbedre og restaurere alle vandforekomster. Miljøministeren skal fastsætte nærmere regler om indholdet af indsatsprogrammet og har gjort det i bekendtgørelse nr. 863 af 28/06 2010. Her bruges også ordet foranstaltninger, men det gøres ikke klart, hvori en foranstaltning egentlig består.

Ser vi på vandplanerne, så roder de rundt i terminologien og bruger ord som indsatser, tiltag, virkemidler, vandplanindsatser, reguleringer og foranstaltninger og kombinerer dem på forskellig vis med ord som generelle, konkrete, målrettede, grundlæggende og supplerende. En del af dette roderi skyldes formodentligt, at man aldrig helt har forstået opdelingen af foranstaltningerne i grundlæggende og supplerende foranstaltninger.

I den danske vandplanlægning har omdrejningspunktet nemlig ikke været vandrammedirektivets foranstaltninger, men derimod det, der er processen omkring vandplanerne og i den nationale debat blev kaldt for *virkemidler*. Miljøtilstanden kan forbedres på forskellig vis – for kystvandes vedkommende f.eks. både ved reduktion af næringsstofbelastning og udlægning af kunstige stenrev og for vandløbs vedkommende f.eks. både ved genslyngning og reduceret vedligeholdelse. Det, der på dansk kaldes et virkemiddel, kan bedst forstås som en måde at forbedre en miljøtilstand på. Et virkemiddel kan herefter blive til en foranstaltning, idet det operationaliseres via f.eks. retlig regulering i form af love, bekendtgørelser eller planer, eller via ikke-retlige midler som informationskampagner eller faktisk drift og forvaltning.

<sup>25</sup> Se dog en anderledes opfattelse i f.eks. Y. Uitenboogaart *et al.* *Dealing with Complexity and Policy Discretion. A Comparison of the Implementation Process of the European Water Framework Directive in Five Member States* (Sdu Uitgevers, 2009), s. 205.

<sup>26</sup> Jf. også CIS Working Group 2.2, *Guidance Document No. 11, Planning Processes*, s. 38, og kort H. T. Anker, 'Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer', s.431.

Den danske virkemiddeltilgang går tilbage til nedsættelsen af et tværministerielt udvalg i 2005, der skulle vurdere og analysere, hvordan direktivets miljømål for overfladevand kunne nås mest omkostningseffektivt.<sup>27</sup> Det udviklede sig imidlertid med den politiske aftale "Grøn Vækst" også som et instrument til at begrænse Miljøministeriets muligheder for at nå miljømålene, idet Grøn Vækst-aftalen angav både hvilke virkemidler, der skulle anvendes i vandplanerne og i hvilket omfang de forskellige virkemidler skulle anvendes.<sup>28</sup>

Ordet virkemidler er dermed blevet den gennemgående betegnelse for de foranstaltninger, der er tilrettelagt netop med henblik på at opfylde vandrammedirektivets krav til vandforekomsternes miljømål, og som indregnes i eller styres af vandplanerne. Det drejer sig både om de foranstaltninger kommunerne skal gennemføre og de foranstaltninger, som staten gennemfører.

De danske vandplaner sonderer mellem forskellige typer af virkemidler – *generelle landbrugsrelaterede virkemidler* og *målrettede virkemidler*.

De generelle landbrugsrelaterede virkemidler er de virkemidler, der anvendes ensartet i alle oplande uanset det identificerede behov i det enkelte opland og i forhold til de konkrete vandforekomster. De generelle virkemidler er f.eks. 10 m randzoner langs vandløb, efterafgrøder i stedet for vintergrønne marker, forbud mod pløjning af fodergræsmarker i visse perioder og forbud mod visse former for jordbearbejdning. Den forventede effekt af de generelle virkemidler indregnes, når behovet for anvendelse af målrettede virkemidler opgøres.

De målrettede virkemidler beskrives som de virkemidler, der planlægges for anvendelsen af under hensyntagen til de opgjorte behov i de enkelte oplande. Der arbejdes med 4 målrettede landbrugsrelaterede virkemidler: Ændret vandløbsvedligeholdelse, etablering af vådområder til kvælstoffjernelse, yderligere brug af efterafgrøder i sædskiftet og etablering af arealer med periodevis oversvømmelse med henblik reduktion af fosforbelastningen af søer.<sup>29</sup> Af ikke-landbrugsrelaterede målrettede virkemidler kan nævnes spildevandsrensning og nedlæggelse af dambrug.

De generelle landbrugsrelaterede virkemidler indregnes i vandplanerne men styres af anden generel lovgivning, mens de målrettede virkemidler styres af vandplanerne men implementeres via anden generel lovgivning. Anvendelsen af de målrettede virkemidler – fastsat på baggrund af den politiske aftale "Grøn Vækst" – er altså det eneste, der egentligt planlægges individuelt for i de 22 vandplaners indsatsprogrammer.

<sup>27</sup> Finansministeriet et al. *Fagligt udredningsarbejde om virkemidler i forhold til implementering af vandrammedirektivet*, (Schults Distribution, 2007).

<sup>28</sup> Regeringen, *Grøn Vækst*, (Regeringen, 2009). Aftalerne blev indarbejdet i vandplanerne via en instruks, jf. By- og Landskabsstyrelsen, *Notat om baseline 2015 og Instruks for indarbejdelse af beslutninger i ministerudvalget Grøn Vækst i vandplanerne. Bilag 11 til retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer version 4.0.*, (Miljøministeriet, By- og Landskabsstyrelsen, 2009). Senere aftaltes en Grøn Vækst 2,0, jf. Regeringen og Dansk Folkeparti, *Aftale mellem Regeringen og Dansk Folkeparti om Grøn Vækst 2,0*, (Regeringen, 2010).

<sup>29</sup> By- og Landskabsstyrelsen, *Virkemiddelkatalog til brug for vandplanindsatsprogrammer for: Overfladevand, Grundvand, Sø- og Vandløbsrestaurering, Spildevand, Regnvand, Dambrug. Version 03*, (By- og Landskabsstyrelsen, 2010), s. 5.

Indsatsprogrammets sigte er efter direktivet at give et overblik over de foranstaltninger, der er taget eller skal tages for at opnå de fastsatte miljømål. Det gør de danske vandplaner ikke. De danske vandplaner og indsatsprogrammer udelader beskrivelsen af den væsentligste del af direktivets krævede foranstaltninger – nemlig alle de grundlæggende foranstaltninger. Indsatsprogrammerne behandler kun nye planlagte foranstaltninger og ikke igangværende foranstaltninger, og af de nye foranstaltninger er det kun anvendelsen af de målrettede virkemidler, der er genstand for egentlig planlægning i vanddistrikterne.

De danske indsatsprogrammer afspejler på den vis en grundlæggende misforståelse af direktivets bestemmelser. Direktivets sondring mellem grundlæggende og supplerende foranstaltninger bruges også i den danske vandplanlægning, men her nærmest i betydningen eksisterende og nye foranstaltninger. Opfattelsen er, som der står i planerne, at den eksisterende miljølovgivning og de tidligere aftaler om handlingsplaner for vandmiljøet udgør de grundlæggende foranstaltninger, mens de supplerende foranstaltninger udgøres af indsatsprogrammet.<sup>30</sup> På den måde er de grundlæggende foranstaltninger, der er det centrale i hele artikel 11, faktisk slet ikke en del af det danske indsatsprogram. De grundlæggende foranstaltninger er da også kun forsøgt beskrevet i et bilag til vandplanen.<sup>31</sup> De er altså heller ikke formelt set ikke en del af indsatsprogrammet som krævet efter artikel 11. Resultatet bliver at indsatsprogrammerne i vandplanerne er mærkværdigt todelt – med en del i planernes bilagsdel og en del i planernes plan-del. De formidler dermed slet ikke det overblik over vandforvaltningen, som var direktivets hensigt.

Det har i øvrigt været vanskeligt at opretholde den særlige danske forståelse af grundlæggende og supplerende foranstaltninger og samtidigt både have et indsatsprogram og nogle retningslinjer i vandplanerne. For retningslinjerne relaterer sig netop til det, der efter den danske opfattelse udgør de grundlæggende foranstaltninger. Således står der, i forbindelse med at implementeringslovgivningen for en række direktiver listes op, at "Myndigheder skal ved administration af sektorlovgivningen bl.a. lægge de grundlæggende foranstaltninger til grund for administrationen" – altså dem, der er gengivet i bilag 3. Umiddelbart herefter tilkendes det dog, at "Vandplanernes indsatsprogram kan indeholde [...] retningslinjer og vejledninger for myndigheders administration af den tilknyttede sektorlovgivning, i det omfang der måtte være behov for at tydeliggøre administrationsgrundlaget for supplerende foranstaltninger". Forvirringen synes total. Grøn Vækst-aftalerne er også svære at placere i den danske konstruktion, idet de både placeres som en supplerende og en grundlæggende foranstaltning.<sup>32</sup> Vandplanerne bruger i øvrigt flere steder ordet 'basisforanstaltninger' om de grundlæggende foranstaltninger – eller i hvert fald den del af dem, der er knyttet til artikel 11, stk. 3, litra a og består i implementering af en række andre miljødirektiver.

Det har formentlig overhovedet ikke i vandplanlægningen været klart, hvori en foranstaltning i vandrammedirektivets forstand egentlig består, og hvilke krav, der stilles til vandrammedirektivets indsatsprogrammer. Når det så er sagt, så opfylder de danske indsatsprogrammer faktisk en fornuftig funktion. De giver et snævert overblik over de foranstaltninger, der med afsæt i den pågående vandplanlægning og politiske proces skal iværksættes indenfor hovedvandoplandet i den kommende planperiode. Man får faktisk et relativt godt indtryk af det arbejde som de vandforvaltende myndigheder

<sup>30</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 33.

<sup>31</sup> By- og Landskabsstyrelsen, *Redegørelse om indsatsprogrammernes grundlæggende foranstaltninger*, (2010). Redegørelsen findes som vandplanernes bilag 3.

<sup>32</sup> Naturstyrelsen, *Vandplan - Hovedvandopland Odense Fjord*, s. 230, 237.

skal i gang med, som følge af den statslige vandplanproces, når man læser indsatsprogrammet. Programmet vil formodentligt også fungere relativt godt som en overordnet plan, der så kan udmøntes i mere konkret betonedede kommunale handleplaner. Det er imidlertid ikke det, der har været det grundlæggende sigte med direktivets indsatsprogrammer.

## 9 Sammenfatning og konklusion

Overordnet set bekræfter denne analyse tidligere konklusioner om, at der i den danske vandplanproces ikke har været det fornødne fokus på det basale retlige grundlag - EU-rettens definitioner, instrumenter og begreber. Det skaber retlig uklarhed omkring de danske vandplaner og den danske vandforvaltning i det hele taget.

Vandrammedirektivet stiller relativt udførlige indholdsmæssige krav til både vandplaner og indsatsprogrammer, men de danske vandplaner og indsatsprogrammer er ikke opbygget i en systematik, der følger eller afspejler direktivets indholds krav. Den danske praksis er faldet tilbage på traditionen fra den fysiske planlægning med en retligt bindende plan med planbestemmelser og retningslinjer ledsaget af en redegørelse for forudsætninger m.v.

Direktivets vandområdeplaner og indsatsprogrammer har først og fremmest informativ karakter, mens de danske vandplaner og indsatsprogrammer først og fremmest tjener et regulerings- og styringsformål. De danske indsatsprogrammer afspejler ydermere en grundlæggende misforståelse af direktivets bestemmelser om grundlæggende og supplerende foranstaltninger. Termerne bruges også i de danske vandplaner, men her mere i betydningen af eksisterende og nye foranstaltninger.

Uanset at der ikke er tale om væsentlige brud på direktivets materielle bestemmelser, så kan de store uoverensstemmelser mellem direktivets forlæg og den danske praksis tænkes at have været med til at komplicere tilblivelsen af de danske vandplaner helt unødvendigt. Det væsentligste problem, ved at indsatsprogrammerne er gjort til retligt bindende instrumenter i den danske vandforvaltning, er, at en meget stor del af de grundlæggende foranstaltninger, indsatsprogrammerne skal indeholde, jo allerede er retligt bindende i medfør af den lovgivning, de har afsat i. Indsatsprogrammerne bliver herved et slags residual-instrument, der indenfor rammerne af den politiske aftale "Grøn Vækst" samler op på de reguleringsmæssige problemer, der ikke er løst i anden lovgivning.

Planerne er i henhold til vandrammedirektivets artikel 15 oversendt til kommissionen. Det vanskeliggør også i betydelig grad kommissionens vurdering af de danske planer og de indeholdte indsatsprogrammer, når forbindelserne til direktivets forlæg er brudt.

# Indsatsplaner og grundvandsbeskyttelse

Lasse Baaner, cand.jur., ph.d.-studerende, Det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet og Helle Tegner Anker, cand.jur., ph.d., professor, Det Natur- og Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet[1]

*Indsatsplaner angives i vandplanerne som et virkemiddel til gennemførelse af grund- og drikkevandsbeskyttelsen i Danmark. Artiklen analyserer indsatsplanernes rolle i lyset af bestemmelserne i vandrammedirektivet og samler op på nogle af de væsentlige retlige spørgsmål i forbindelse med udarbejdelse og realisering af indsatsplaner. Endvidere diskuteres indsatsplanernes rolle i forhold til miljøgodkendelse af husdyrbrug. Det konkluderes, at der hverken i det ene eller det andet regelsæt er taget grundigt stilling til brugen af indsatsplaner, og at den nuværende regulering ikke er hensigtsmæssig. Indsatsplaner er primært egnet til at håndtere særlige, lokale drikkevandsinteresser og ikke at beskytte grundvandet som helhed. Der argumenteres afslutningsvist for, at fokus bør rettes mod en ny generel regulering af al gødningsanvendelse, hvor der med afsæt i vandplanerne og de tilknyttede områdeudpegninger tages hensyn til de enkelte områders sårbarhed i forhold til grundvandet.*

## 1. Indledning

Grundvandsbeskyttelse er ikke ofret megen opmærksomhed i forbindelse med gennemførelse af vandrammedirektivet i Danmark, idet fokus i overvejende grad har været rettet mod overfladevand. Vandrammedirektivet – og det særlige grundvandsdirektiv – kræver imidlertid også en aktiv indsats for at beskytte grundvandet. For så vidt angår grund- og drikkevandsbeskyttelse henviser vandplanerne dels til den generelle lovgivning, dels til de kommunale indsatsplaner. Det er særligt indsatsplaninstrumentet, der er fokus på i denne artikel, og det overordnede spørgsmål er, hvilken rolle indsatsplaner kan spille som et retligt virkemiddel til beskyttelse af drikkevand og grundvand. Det er også en anledning til at samle op på reglerne for indsatsplanlægning mere generelt samt at adressere nogle af de problemstillinger, som synes at have betydning i den kommunale praksis.

Det er først og fremmest ikke klart, i hvilket omfang og på hvilken måde indsatsplanerne forventes anvendt som et led i gennemførelsen af vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet, og det ses ikke nærmere overvejet, hvordan indsatsplanlægningen kan passe ind i de nye retlige rammer til gennemførelse af de to direktiver. Der er tillige med lov om miljøgodkendelse af husdyrbrug sket en kobling mellem miljøgodkendelserne af husdyrbrug og indsatsplanerne, som heller

ikke er nærmere afklaret. Samtidig er der nogle generelle problemer forbundet med at regulere nitratbelastningen gennem godkendelser af husdyrbrug, idet nitratbelastningen af grundvandet mere bredt er knyttet til gødningsanvendelsen og arealdriften som helhed og ikke kun til husdyrbrug og husdyrgødning.

Denne artikel vil derfor analysere indsatsplanlægningen som retligt virkemiddel i grundvandsbeskyttelsen i lyset af de ændrede retlige rammer, navnlig med vægt på beskyttelsen mod nitratforurening af grundvandet og samspillet med lov om miljøgodkendelse af husdyrbrug.

Indledningsvis redegøres for vandrammedirektivets og grundvandsdirektivets betydning for indsatsplanlægningen og for sammenhængen mellem de forskellige plantyper: vandplaner, kommunale handplaner og indsatsplaner og de forskellige områdetyper. Dernæst fokuseres på indsatsplanlægningen efter vandforsyningslovens regler, og der stilles skarpt på den særlige rolle, indsatsplanerne er tillagt i forhold til miljøgodkendelser af husdyrbrug. Til slut diskuteres mere fremadrettet, hvordan indsatsplanerne kan indgå som et supplement til en samlet regulering af landbrugets gødningsanvendelse.

## 2. Vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet

Vandrammedirektivet[2] udgør i dag den overordnede ramme for beskyttelsen af såvel overfladevand

1. I forbindelse med udarbejdelsen af artiklen har vi modtaget værdifulde kommentarer til indholdet fra landskonsulent cand.geom. Sten W. Laursen fra Videncentret for Landbrug, miljøingeniør cand.polyt. Jens Chr. Roesen fra Hjørring Kommune og chefkonsulent cand.scient. Nikolaj Ludvigsen fra rådgivningsfirmaet ConTerra ApS.

2. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger, EFTL 327/2000 s. 1-73.



som grundvand navnlig i form af et mål om god tilstand og krav om iværksættelse af den fornødne indsats til opnåelse af den gode tilstand. Et centralt element er, at konkrete miljømål skal fastlægges for de enkelte vandforekomster, og at indsatsen i medlemslandene skal ske med udgangspunkt i en vandområdebaseret forvaltning, herunder ved udarbejdelse af vandplaner. Grundvandsdirektivet[3] er et datterdirektiv under vandrammedirektivet, hvor miljømålet for grundvand og medlemsstaternes råderum i så henseende er nærmere præciseret. Miljømålet for nitrat i grundvand, dvs. god kemisk tilstand, er, som vi redegør for i det følgende, 50 mg/l. Det må understreges, at direktiverne fastsætter minimumskrav til medlemslandene.

I Danmark er det først og fremmest miljømålsloven, der implementerer vandrammedirektivet. Den fastlægger en ny struktur for vandplanlægning og -forvaltning i Danmark med statslige vandplaner og kommunale handleplaner til udmøntning af de statslige vandplaner. I det følgende redegør vi i lyset af de overordnede krav i direktiverne for vandplanlægningen med særligt fokus på grundvand.

### **2.1. Miljømål og kvalitetskrav for grundvand**

Vandrammedirektivets artikel 4, stk. 1, litra b(ii), fastsætter, at grundvand som minimum skal opnå en god tilstand, dvs. en tilstand, hvor både den kvantitative og den kemiske tilstand i det mindste er god, jf. artikel 2, nr. 20. En grundvandsforekomsts kvantitative tilstand er ifølge artikel 2, nr. 25, et udtryk for, i hvilken grad en grundvandsforekomst er berørt af vandindvinding. Den kemiske tilstand er ifølge artikel 2, nr. 25, defineret i tabel 2.3.2 i direktivets bilag V. I denne tabel henvises bl.a. til de kvalitetskrav, der gælder i henhold til anden relevant fællesskabslovgivning fastsat i overensstemmelse med vandrammedirektivets artikel 17. Kvalitetskravene til grundvand er herefter i henhold til vandrammedirektivets artikel 17 fastlagt i grundvandsdirektivet.

Grundvandsdirektivets artikel 3, stk. 1, (a), fastsætter med henvisning til direktivets bilag I generelt 50 mg nitrat/l som kvalitetskrav for grundvand. Tilsva-

rende fastsættes kvalitetskravet for pesticider til 1 µg/l for et enkelt stof og 5 µg/l for samtlige detekterede stoffer. Derudover skal medlemsstaterne fastsætte såkaldte tærskelværdier for god tilstand for andre stoffer, der kan have betydning for en god kemisk tilstand i grundvandet. Vandplanerne fastsætter også disse værdier, kaldet tærskelværdier, som grænsen mellem god og ringe tilstand for grundvandsforekomster.[4]

Grundvandsdirektivet modificerer dog det generelle krav om et maksimalt nitrathold på 50 mg/l. Grundvandsforekomster og overfladevandsforekomster er hydrologisk forbundne, og det kan tænkes, at sårbare søer, moser og vandløb påvirkes negativt af nitrat og pesticider fra det tilsivende grundvand. I grundvandsdirektivets bilag I anføres det derfor, at der skal fastsættes strengere kvalitetskrav for nitrat og pesticider for en given grundvandsforekomst, hvis det skønnes, at grundvandsforekomsten påvirker overfladevandsforekomster negativt, og direktivets grundvandskvalitetskrav på 50 mg nitrat/l og 1 henholdsvis 5 µg pesticider/l ikke er nok til, at miljømålene for det tilknyttede overfladevand kan opfyldes. Tilsvarende gælder, hvis grundvandskvalitetskravene medfører en væsentlig forringelse af terrestriske økosystemer, der er direkte afhængige af grundvandsforekomsten.

Vandrammedirektivets artikel 4, stk. 1, litra b (iii), forpligter endvidere medlemsstaterne til at iværksætte de nødvendige foranstaltninger til at vende enhver væsentlig og vedvarende opadgående tendens i koncentrationen af et hvilket som helst forurenende stof hidrørende fra menneskelig aktivitet. Man kan derfor overveje, om det fører til, at kommunerne er forpligtet til at skride ind over for stigende koncentrationer af nitrat i grundvandsmagasinet i et indsatsområde – uanset at der endnu er langt op til de kritiske 50 mg/l.

Grundvandsdirektivets artikel 5 indeholder imidlertid en specifikation af vandrammedirektivets forpligtelse til at vende stigende koncentrationer af forurenende stoffer i grundvandet. Her henvises til grundvandsdirektivets bilag IV. I bilag IV sættes udgangspunktet for at gennemføre foranstaltninger til at vende væsentlige og vedvarende opadgående tendenser generelt til 75 % af grundvandskvalitetskravene. Men netop når det gælder nitrater, henviser

3. Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse, EUT L 372/2006 s. 19-32. Det nye grundvandsdirektiv afløser det gamle grundvandsdirektiv 80/68/EØF af 17. december 1979 om beskyttelse af grundvand mod forurening forårsaget af visse farlige stoffer, EFT L 20/1980 s. 43, der ophæves endeligt d. 22. december 2013.

4. Jf. også Grundvandsdirektivets artikel 1, nr. 2, og artikel 3. Bestemmelserne om fastsættelse af tærskelværdier er implementeret i miljømålsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 1433 af 06/12/2009, § 10.

bilag IV til nitratudirektivet som udgangspunktet for at gennemføre foranstaltninger til at vende væsentlige og vedvarende opadgående tendenser i forureningen af grundvandet. Nitratudirektivet indeholder ikke en specifik angivelse af, ved hvilket nitrattindhold i grundvandet der skal gribes ind over for nitratforureningen, men bygger i stedet på en generel pligt til at udarbejde handlingsprogrammer over for nitratforurening. Om grundvandet indeholder eller kan komme til at indeholde mere end 50 mg nitrat/l anvendes som kriterium for kortlægning af grundvand, der er berørt af forurening. Der er altså ikke fastsat nogen anden grænse for medlemsstaternes handlepligt over for nitrat i grundvandet end 50 mg/l.

I Danmark fremgår såvel miljømål for de individuelle vandforekomster som kvalitetskravene tilknyttet miljømålene af vandplanerne. Principielt er der ikke noget til hinder for, at der i vandplanerne kan fastsættes krav til grundvandet, der skærper vandrammedirektivets beskrivelse af miljømålet god tilstand, ligesom der under iagttagelse af de særlige undtagelsesbestemmelser i vandrammedirektivets artikel 4, stk. 5, i særlige tilfælde kan fastsættes lempeligere miljømål. De i vandplanerne fastsatte miljømål er bindende, jf. miljømålslovens § 3, og skal således lægges til grund for indsatsplanlægningen. Det er dermed ikke muligt at fastsætte afvigende miljømål eller kvalitetskrav i en indsatsplan. Det kan dog ikke helt afvises, at det vil være muligt at fastsætte et skærpet kvalitetskrav på f.eks. 25 mg/l i et indsatsområde, såfremt dette måtte anses for nødvendigt for at overholde kravet om maks. 50 mg/l i en grundvandsforekomst som helhed.

## **2.2. Indsats for grundvandsbeskyttelse**

Vandrammedirektivet kræver, at der udarbejdes et indsatsprogram for hvert vanddistrikt, hvori den fornødne indsats til opnåelse og sikring af de fastsatte miljømål angives. Indsatsprogrammerne er som udgangspunkt indarbejdet i de danske vandplaner for de 23 hovedvandoplande.

Sikring af en kvantitativ god tilstand for grundvandsforekomster er genstand for konkret planlægning i vandplanerne. For grundvandsforekomsternes kemiske tilstand angiver vandplanerne imidlertid alene, at »kvantificering af indsatsbehovet« sker i forbindelse med den generelle regulering af landbruget og de kommunale indsatsplaner.[5] Forureningen af grundvand med nitrat og pesticider er dermed ikke et

emne for konkrete foranstaltninger i vandplanernes indsatsprogrammer. Det er dog ikke udelukket, at den generelle indsats i forhold til kvælstof i overfladevand også kan have en lille positiv effekt på grundvandsbeskyttelsen.

At forureningen af grundvand ikke er emne for konkrete foranstaltninger i vandplanerne hænger muligvis sammen med, at By- og Landskabsstyrelsen (nu Naturstyrelsen) fejlagtigt har vurderet, at en effektiv forebyggelse af forureningen af grundvandet med nitrat og pesticider ikke er nødvendig ud fra en antagelse om, at direktivets muligheder for forlængelse af tidsfristerne for målopfyldelse almindeligvis kan bruges på grundvandsforekomster med henvisning til den lange periode, der går fra en indsats iværksættes, til indsatsen giver sig udslag i en forbedret grundvandskvalitet. Det er imidlertid en forkert opfattelse af direktivets undtagelsesbestemmelser, der ikke kan bruges til at udskyde en nødvendig indsats.

Vandplanerne ses således ikke at have taget grundvandsindsatsen op til fornyet overvejelse. Forventningen er tilsyneladende, at lovgivningen i øvrigt og særligt indsatsplanerne vil sikre den fornødne målopfyldelse. Det er imidlertid ikke givet, at det er tilfældet. F.eks. kan det problematiseres, at den generelle regulering af landbrugets gødningsanvendelse ikke er differentieret i forhold til sårbarhed, og at den konkrete regulering af husdyrbrug primært sikrer en regulering vedrørende anvendelse af husdyrgødning og ikke af andre gødningstyper, mens indsatsplanlægningen, som der redegøres for i det følgende, ikke er i stand til at beskytte grundvandsforekomsterne som helhed.

## **2.3. De grundvandsrelaterede områdeudpegninger**

I det følgende redegøres der nærmere for den del af vand- og indsatsplanlægningen, der består af kortlægning og udpegnings af bl.a. drikkevandsområder og indsatsområder.

Efter vandrammedirektivets artikel 4 og 7 skal der identificeres grundvandsforekomster og drikkevandsområder. Grundvandsforekomsterne skal opfylde direktivets miljømål, mens drikkevandsforekomsterne skal beskyttes med henblik på at reducere omfanget af rensning, før det anvendes til drikkevand. Forpligtelsen til at udpege områderne er implementeret i miljømålslovens § 8.

Der er med vandplanerne udpeget terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster i Danmark.

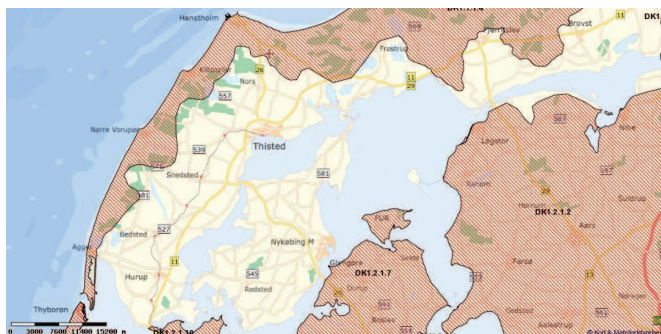
5. By- og Landskabsstyrelsen: Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer. Version 5.0. s. 175.



### Grundvandsforekomster.

Rød markering viser at kemisk tilstand er ringe.  
Grøn markering viser at kemisk tilstand er god.

#### Terrænnære grundvandsforekomster



#### Regionale grundvandsforekomster



#### Dybe grundvandsforekomster



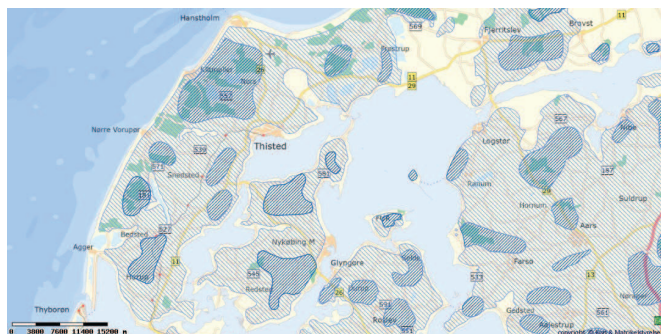
Grundvandsforekomster skal efter vandrammedirektivets artikel 5 og bekendtgørelsen om karakterisering af vandforekomster[6] karakteriseres som en del af vandplanlægningen. Der skal i forbindelse hermed fastlægges status og miljømål og foretages en vurdering af risikoen for, at de ikke kan nå de fastsatte miljømål.[7]

Langt de fleste grundvandsforekomster er også udpeget som drikkevandsforekomster. Der er ikke fore-

### Drikkevandskortlægning

OD med lyseblå markering

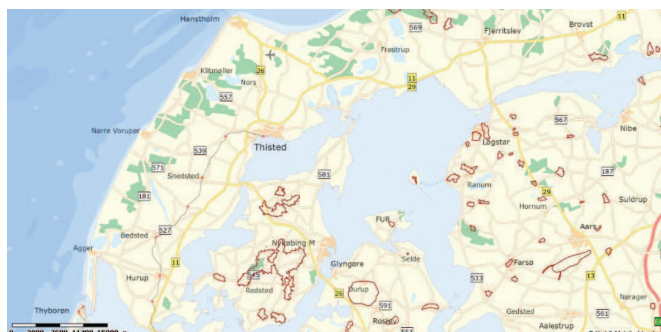
OSD med mørkeblå markering



#### NFI med grøn markering



#### Indsatsområder m.h.t. nitrat med rød markering



taget en individuel afgrænsning af drikkevandsforekomster, men kravene i vandrammedirektivets artikel 7 og miljømålslovens § 13 til registrering, udpegnings og beskyttelse af drikkevandsforekomster er knyttet til de grundvandsforekomster, der også er registreret som drikkevandsforekomster.

Danmark har imidlertid en længere tradition for kortlægning og udpegnings med henblik på beskyttelse af drikkevandsressourcer i form af den såkaldte vandressourceplanlægning, som er søgt videreført i

6. Bekendtgørelse nr. 1355 af 11/12 2006 om karakterisering af vandforekomster, opgørelse af påvirkninger og kortlægning af vandressourcer.
7. Jf. Bekendtgørelse nr. 1355 af 11/12 2006 § 10.

uændret form.[8] Vandressourceplanlægningen og den hertil hørende indsatsplanlægning har baggrund i Drikkevandsbetænkningen fra 1998.[9] Der var dog allerede før 1998 iværksat en drikkevandskortlægning som regionplantema med Regionplan 1997 i form af udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD).[10] Den konkrete anvendelse af bestemmelserne skete dengang i henhold til de statslige udmeldinger til regionplanrevisionerne og Miljøministeriets vejledning fra 1995.[11]

Afsættet er i dag miljømålslovens § 8 a. Det fremgår af § 8 a, at der som led i beskyttelsen af drikkevandsforekomster skal:

- 1) udpeges områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD),
- 2) udpeges områder med drikkevandsinteresser (OD),
- 3) kortlægges områder med særlige drikkevandsinteresser og indvindingsoplande til almene vandforsyninger,
- 4) udpeges følsomme indvindingsområder,
- 5) udpeges indsatsområder, hvor en særlig indsats er nødvendig.

Udpegningen af områder med særlige drikkevandsinteresser og områder med drikkevandsinteresser skal altså følges op af en statslig kortlægning og udpegning af følsomme indvindingsområder. Udpegningen af følsomme indvindingsområder blev indført med regionplan 2001 på baggrund af ændringerne i vandforsyningsloven i 1998. I overensstemmelse med udmøntningen af Drikkevandsbetænkningen er der først og fremmest sket udpegning af følsomme områder for nitrat (NFI) og indsatsområder, mens det har vist sig vanskeligt at foretage den nødvendige kortlægning af pesticidfølsomme områder og en deraf følgende udpegning af indsatsområder for pesticider. Rigsrevisionen har kritiseret det forhold, at Miljøministeriet ikke har tilvejebragt et tilstrækkeligt klart retligt og faktisk grundlag for beskyttelsen af pesticidfølsomme områder.[12]

Nitratfølsomme indvindingsområder udpeges stadig med udgangspunkt i Zoneringsvejledningen fra

Miljøstyrelsen.[13] Det drejer sig om grundvandsdannende oplande til en vandindvinding eller til et magasin med væsentlige vandindvindingsinteresser inden for OSD og om grundvandsdannende oplande til de almene vandværker, som skal indgå i den fremtidige vandforsyningsstruktur uden for OSD. Kriteriet for udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder var og er stadig, at grundvandsressourcen skal have et højt eller stigende indhold af nitrat, eller at den geologiske beskyttelse af grundvandsressourcen over for nitratforurening vurderes at være dårlig.

Der er derfor en naturlig sammenhæng mellem de områder, der er udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder, og de områder, der udpeges som indsatsområder, hvor en særlig indsats til beskyttelse af drikkevandsressourcerne er nødvendig. Men det er ikke udelukket at udpege indsatsområder uden for de områder, der er udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder.[14]

Udpegning af områder med (særlige) drikkevandsinteresser, følsomme indvindingsområder og indsatsområder efter miljømålslovens § 8 a, nr. 4, er altså en videreførelse af den hidtidige vandressourceplanlægning. Ifølge lovbemærkningerne til § 8 a blev det herved præciseret, at vurderingen og prioriteringen af den fremtidige drikkevandsbeskyttelse skulle gennemføres i forbindelse med den samlede beskyttelse af overfladevand, grundvand og drikkevand. Der var dog ikke tilsigtet nogen ændring i grundlaget for udpegning og kortlægning med henblik på drikkevandsbeskyttelsen, således som denne var udmøntet efter Drikkevandsbetænkningen i 1998 – bortset fra, at der ikke længere skulle ske en udpegning af områder med begrænsede drikkevandsinteresser.[15]

Miljømålslovens § 8 a danner hermed grundlag for den målrettede drikkevandsbeskyttelse ved udpegning af områder, hvor der er behov for en særlig indsats. Indsatsplanerne er imidlertid ikke nærmere omtalt i miljømålsloven, og kravene til udarbejdelse af indsatsplaner findes fortsat – uændrede – i vandforsyningslovens §§ 13-13d.

Ifølge lovbemærkningerne til miljømålslovens § 8 a blev udpegningen af indsatsområder og indsatsplanlægningen kædet sammen med forpligtelsen i vandrammedirektivet til at fastsætte supplerende for-

8. Se nærmere om vandressourceplanlægningen, i Anker, H.T. Kapitel 5: Beskyttelse og udnyttelse af vandressourcer, E.M. Basse (red.): Miljøretten 3, 2. udg., 2006, s. 489ff.
9. Drikkevandsudvalgets betænkning. Betænkning fra Miljøstyrelsen nr. 1, 1998.
10. L 56, Folketingsåret 1997-98, 2. samling.
11. Miljøstyrelsens vejledning nr. 4, 1995.
12. Rigsrevisionen: Beretning om statens sikring af grundvandet mod pesticider (2011), s. 3.

13. Zonering – Detailkortlægning af arealer til beskyttelse af grundvandsressourcen. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2000.
14. L 56, FT 1997-98, bemærkningerne til lovforslagets § 1 (vedr. § 11).
15. L 47, FT 2008-09 tillæg A (vedr. § 8 a, nr. 1 og 2).



anstaltninger i vandplanerne.[16] Det blev samtidig angivet, at der i de kommunale handleplaner kunne prioriteres mellem forskellige lokale tiltag, også tiltag som ikke er nævnt i vandplanen, så længe disse tiltag ikke strider mod vandplanen og samtidig sikrer, at vandplanen opfyldes.[17] Endvidere blev det anført som en forudsætning, at der i de kommunale handleplaner skulle indgå oplysninger og prioriteringer i forhold til den målrettede beskyttelse af drikkevandsressourcerne som led i en samlet afvejning og prioritering af den kommunale indsats inden for hele vandplanens område.

Den udpegning af indsatsområder, der fremover indgår i vandplanerne, danner således grundlag for brugen af indsatsplaner som et virkemiddel til at beskytte drikkevandsressourcerne. De fornødne indsatsplaner kunne for så vidt konkretiseres yderligere i vandplanernes indsatsprogram. Det er dog ikke sket i de foreliggende vandplaner. Det er heller ikke klart, om det forventes, at de kommunale handleplaner mere specifikt vil henvise til de konkrete indsatsplaner, der allerede er eller forventes udarbejdet, herunder med en prioritering af indsatsen.

Overordnet er der ingen kobling mellem direktiverne drikkevandsbeskyttelse og så de rent danske områdeudpegninger og den danske planlægning med henblik på at beskytte konkrete drikkevandsinteresser. Som det ses af ovenstående illustrationer, er der tale om to adskilte – og delvist ukoordinerede – kortlægnings- og udpegningsprocesser imellem de direktivbestemte udpegninger af grundvandsforekomster og drikkevandsområder og så de rent danske indsatsområder, nitrاتفølsomme indvindingsområder, områder med særlige drikkevandsinteresser og områder med drikkevandsinteresser. Der er ikke nødvendigvis et områdemæssigt overlap imellem dem, og indsatsområderne dækker arealmæssigt kun en lille del af grund- og drikkevandsforekomsterne.

### 3. Indsatsplaner og deres realisering

Det konkrete regelsæt vedrørende udarbejdelse af indsatsplaner er på mange måder enkelt. Der er dog nogle forhold i forbindelse med realiseringen af indsatsplanerne, som fortjener særlig opmærksomhed. Det har navnlig tilknytning til indsatsplanens funktion som både dokumentationsgrundlag, administra-

tionsgrundlag og handleplan og til den måde, indsatsplanen kan være retligt styrende på, herunder det, der ofte refereres til som »nødvendighedsbetingelsen«. Dette redegør vi for i det følgende. I tilknytning hertil peges på nogle områder i reguleringen, som vi finder problematiske. Det er først og fremmest uklarheden med hensyn til, hvilken styrke indsatsplanerne har som administrationsgrundlag i forbindelse med miljøgodkendelse af husdyrbrug, men også mere generelt i forbindelse med realiseringen af planerne.

#### 3.1. Indsatsplanernes funktion og retsvirkning

Kommunerne er forpligtet til at udarbejde indsatsplaner for de udpegede indsatsområder, jf. vandforsyningslovens § 13 og indsatsplanbekendtgørelsens § 4. En indsatsplan kan dog også efter § 13 a, stk. 1, udarbejdes af en ejer af et alment vandforsyningsanlæg for et område, der ikke er fastlagt som indsatsområde, hvis ejeren af vandforsyningsanlægget finder, at det er nødvendigt for at sikre vandforsyningsanlæggets interesser. Der er visse forskelle mellem de kommunale indsatsplaner og indsatsplaner udarbejdet af ejeren af et alment vandforsyningsanlæg, navnlig mht. den retligt styrende effekt. I denne artikel fokuseres på de kommunale indsatsplaner. Der blev ved fastlæggelsen af de retlige rammer for indsatsplanerne lagt vægt på en række kommunikative elementer, der kan beskrives med ord som dokumenterende, involverende, integrerende, koordinerende, strukturerende og styrende. Blandt andet skal et såkaldt koordinationsforum – bestående af de relevante interessenter – inddrages ved udarbejdelsen af indsatsplaner, jf. vandforsyningslovens § 12. Det er imidlertid især indsatsplanernes styrende effekt – eller deres retligt styrende effekt – der er fokus på i denne artikel.

Formålet med en indsatsplan er at fastlægge den særlige indsats, der – i det konkrete område – er behov for ud over den generelle regulering af arealanvendelse og forureningsforhold i øvrigt. Vandforsyningslovens § 13 angiver, at indsatsplanerne skal indeholde en detaljeret opgørelse over behovet for beskyttelse, retningslinjer og en tidsplan for myndighedernes indsats. Allerede her kan man se indsatsplanens 3-delte retlige funktion: *dokumentationsgrundlag*, *administrationsgrundlag* og *handleplan*. Indsatsplanens evne til at fungere som retligt styrende virkemiddel er, som der vil blive redegjort for, dog først og fremmest et samspil mellem indsatsplanens styrke

16. Indsatsplanerne angives dog som en grundlæggende foranstaltning, jf. pkt. 7.3 i den redegørelse for grundlæggende foranstaltninger, der ledsager vandplanerne som Bilag 3.

17. L 47, FT 2008-09 tillæg A, pkt. 2.6.

som administrationsgrundlag og indsatsplanens styrke som dokumentationsgrundlag.

Indsatsplanen kan være retligt styrende på 3 forskellige måder:

- Som grundlag for aftaler og påbud
- Som administrationsgrundlag for myndighederne i øvrigt
- Som arbejds- eller handleplan.

Dertil kommer en lille rammestyringsfunktion. Indsatsplaner efter vandforsyningslovens § 13 har rammestyrende retsvirkning over for vandforsyningsplaner, jf. § 14a, mens indsatsplaner efter § 13a rammestyrer af vandforsyningsplanen, jf. § 13a, stk. 2.

Det retlige afsæt for indsatsplanen som arbejdsplan eller handleplan for myndighedernes indsats er vandforsyningslovens § 13 c, der angiver, at kommunalbestyrelsen gennemfører de indsatsplaner, som den har vedtaget. Det suppleres af indsatsplanbekendtgørelsens § 3, stk. 2, der angiver, at indsatsplanerne skal indeholde en tidsplan for myndighedernes indsats. Tidsplanen knytter op til indsatsplanens funktion som handleplan. Det er imidlertid endnu et retligt helt ubelyst område i forbindelse med indsatsplaner, hvor stærk forpligtelsen til at gennemføre indsatsplanen og overholde tidsplanen egentlig er. Der er ingen offentliggjorte sager, selv om det formodentligt ikke er usædvanligt, at gennemførelsen af indsatsplaner forsinkes betydeligt.

I relation til den indsats, planerne fastlægger, kan der sondres mellem den aktive indsats, der udmøntes ved iværksættelse af konkrete foranstaltninger til håndtering af eksisterende forureningsforhold, og den mere reaktive indsats, der navnlig sker ved administration af lovgivningen i henhold til indsatsplanens retningslinjer – typisk hvor lovgivningen indeholder tilladelses- eller godkendelsesordninger. Denne sondring er afspejlet i indsatsplanbekendtgørelsens § 3, stk. 1, nr. 3, om hhv. foranstaltninger, der skal gennemføres, og retningslinjer for tilladelser mv.

Sondringen har særlig betydning i relation til landbrugets nitratforurening, hvor det ved vedtagelsen af reglerne om indsatsplaner var en forudsætning, at den særlige indsats skulle ske gennem aktive foranstaltninger ved frivillige aftaler og eventuelt påbud mod erstatning, hvis en aftale ikke kunne indgås. I det følgende gennemgås derfor de særlige regler om aftaler og påbud først, hvorefter der ses nærmere på retningslinjer for administrationen af lovgivningen i øvrigt.

### **3.2. Indsatsplanen som dokumentationsgrundlag i forbindelse med aftaler og påbud**

I overensstemmelse med Drikkevandsbetænkningen og lovbemærkningerne skal indsatsplanerne fastlægge en særlig områdebaseret indsats ud over den generelle regulering i lovgivningen i øvrigt.[18] Som det fremgår ovenfor, må indsatsplaner i dag lægge kvalitetskravet for drikkevand og de i vandplanerne fastsatte miljømål til grund, dvs. som udgangspunkt målet om en god tilstand og det hertil knyttede krav om maks. 50 mg nitrat/l i grundvandet.[19] Indsatsplanens målsætning må rettes mod, *hvordan* indsatsplanerne skal sikre, at grænsen på 50 mg nitrat/l i grundvandsmagasinerne under indsatsområdet overholdes.

I et indsatsområde vil der typisk være en geografisk variation i udvaskningen. F.eks. har skov og naturområder en lav udvaskning og intensivt landbrug en høj udvaskning. Tager man et indsatsområde under et, så kan det på områdeniveau ofte være nok at sikre sig, at situationen ikke forværres. Men der kan være vandværker, der aktuelt eller potentielt indvinde i dele af et indsatsområde eller en vandforekomst, og som inden for dette område har behov for en beskyttelse af grundvandet for at overholde drikkevandskriterierne. Nu er der jo også arealer i et indsatsområde, der ikke drives landbrugsmæssigt, ligesom der sker en reduktion undervejs ned igennem jordlagene, så når målsætningen er 50 mg nitrat/l i grundvandsmagasinerne, kan der i de fleste tilfælde accepteres mere end 50 mg nitrat/l i det vand, der udvaskes fra de enkelte marker. I andre tilfælde kan der kun accepteres en ganske lille udvaskning, hvis målet om maks. 50 mg nitrat/l skal holdes. Det kan være tilfældet, hvor der er nitrat-horisonter på vej ned gennem jorden, og indsatsen tager sigte på at »redde« en indvinding ved at forsøge at »fortynde« det forurenede grundvand med renere vand. Det afgørende er, at nitratkoncentration i vandet, som føder et afgrænset grundvandsmagasin – fx et opland til en indvinding – over tid i gennemsnit ikke overstiger 50 mg nitrat/l.

18. L 56, FT 1997-98 A pkt. 2.2.

19. Det er efter de tidligere regler antaget, at en indsatsplan kunne stille skrappe krav end 50 mg nitrat/l, men at sådanne krav næppe kunne danne grundlag for tvangsmæssige rådighedsindskrænkninger, se Orla Friis Jensen: Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation, Landinspektøren nr. 1, 2002, s. 23.



En del af den særlige områdebaserede indsats er fastlæggelse af konkrete dyrkningsrestriktioner, og til brug herfor blev der fastsat særlige hjemler til at indgå aftaler med lodsejerne i vandforsyningsloven og en særlig hjemmel i miljøbeskyttelseslovens § 26 a til at påbyde dyrkningsrestriktioner, såfremt en aftale ikke kunne indgås. Regelsættet er uændret siden vedtagelsen i 1998.

Vandforsyningslovens § 13 d giver kommunen eller ejeren af et alment vandforsyningsanlæg mulighed for at gennemføre en indsatsplan ved at indgå aftaler med ejerne eller brugerne af ejendomme i indsatsområdet. Aftalerne kan, som der står i bestemmelsen, angå dyrkningspraksis eller andre forhold i forbindelse med arealanvendelsen. Der kan også indgås aftale om salg af hele eller dele af ejendommen til kommunen eller vandforsyningsanlægget.

Miljøbeskyttelseslovens § 26 a giver kommunen hjemmel til at pålægge de rådighedsindskrænkninger eller andre foranstaltninger, som er nødvendige for at sikre nuværende eller fremtidige drikkevandsinteresser mod forurening med *nitrat* eller *pesticider*. Det er dog en betingelse, at der har været forsøgt opnået en aftale på »rimelige vilkår«. Et påbud udløser efter § 26 a erstatning for det tab, der er forbundet med påbudet. Der er som udgangspunkt tale om en såkaldt billigheds-erstatning, idet påbud i visse tilfælde kan have en ekspropriativ karakter.[20]

Der er altså forskel på de to bestemmelsers anvendelsesområde. Hvor miljøbeskyttelseslovens § 26 a kun kan bruges til regulering af forureningen med nitrat og pesticider, kan aftalerne efter vandforsyningsloven bruges mere bredt til at realisere indsats-

planen. Indholdet af det, der aftales, behøver ikke snævert at være knyttet til nitrat eller pesticider.[21]

Miljøbeskyttelseslovens § 26 a indeholder det, der er formuleret som en »nødvendighedsbetingelse«.[22] Kravet om, at et indgreb skal være nødvendigt, indgår også i de almindelige ekspropriationsretlige regler som et ekspropriationsretligt proportionalitetskrav og kan i øvrigt betragtes som et udslag af det forvaltningsretlige proportionalitetsprincip. Det ekspropriationsretlige proportionalitetskrav betyder, at der kun kan eksproprieres, når det er nødvendigt, og mindre indgribende foranstaltninger ikke kan opfylde formålet. Det skal altså sandsynliggøres, at de konkrete indgreb er nødvendige. Der må i denne sammenhæng kunne lægges vægt på forsigtighedsprincippet, dvs. at der ikke kræves en absolut dokumentation for indgrebets nødvendighed og effekt.[23]

I langt de fleste tilfælde vil dyrkningsrestriktioner være tilstrækkelige til at sikre en beskyttelse mod nitrat- og pesticidforurening af grundvandet. Af samme grund blev det ikke fundet nødvendigt at etablere en egentlig ekspropriationshjemmel med henblik på beskyttelse af drikkevandet.[24] Dette hindrer dog ikke, at et påbud kan have en ekspropriativ karakter, og at der bl.a. af denne grund gælder en nødvendighedsbetingelse.

Nødvendigheden – eller proportionaliteten – skal kunne dokumenteres, og nødvendighedsbetingelsen hænger på den måde sammen med indsatsplanens funktion som dokumentationsgrundlag. Der er to mulige niveauer for opfyldelse af nødvendighedsbetingelsen. Det ene er på indsatsplan-niveau, det andet er i forbindelse med den enkelte afgørelse. Forarbej-

20. Ifølge lovbemærkningerne er erstatning fundet rimelig, idet nødvendigheden af de pågældende indgreb udelukkende skyldes geologiske forhold, som ejeren hverken har indflydelse på eller mulighed for at vide noget om (sp. 1497), se i øvrigt om erstatning Orla Friis Jensen, Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation, Landinspektøren nr. 1, 2002 s. 21, Helle T. Anker, Miljøretten 2 s. 498f og Helle T. Anker, Ekspropriation og erstatningsfri regulering – særligt om Natura 2000, i Lars Ramhøj (red.): Festskrift til Orla Friis Jensen. Fast Ejendoms Ret. Synsvinkler og synspunkter, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2007 s. 41-66. Se i øvrigt om indsatsplaner Michael Tophøj, Helhedsorienteret grundvandsbeskyttelse, Landinspektøren nr. 1, 2002 s. 27-40.

21. Vedrørende pesticider, så påpeger Rigsrevisionens i sin beretning om statens sikring af grundvandet mod pesticider, at skiftende ansvarlige styrelser under Miljøministeriet frem til 2008 havde den opfattelse, at der lokalt ikke kunne udstedes påbud efter miljøbeskyttelseslovens § 26a, så længe der ikke var udstedt en bekendtgørelse eller lavet en vejledning om udpegningen. I 2008 ændrede By- og Landskabsstyrelsen dog opfattelse, og kommunerne har nu også efter styrelsens retsopfattelse kompetence til at udarbejde en indsatsplan og udstede påbud, hvis kommunerne selv kan tilvejebringe dokumentation for, at et givent område er særligt pesticidfølsomt.

22. Se bl.a. Orla Friis Jensen, Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation, Landinspektøren nr. 1, 2002 s. 19-26.

23. Se Orla Friis Jensen, Grundvandsbeskyttelse og ekspropriation, Landinspektøren nr. 1, 2002 s. 25, der påpeger, at forsigtighedsprincippet kan få særlig betydning i forhold til sandsynliggørelse af forureningsrisikoen for pesticider.

24. L 56, FT 1997-98 A (vedr. § 26 a).

derne til § 26 a angiver imidlertid klart, at der ikke er et krav om på ejendomsniveau at dokumentere, at det enkelte påbud efter § 26 a er nødvendigt, når blot det må anses som nødvendigt på områdeniveau at reducere forureningen med nitrat og pesticider. Der skal være den nødvendige sammenhæng mellem rådighedsindskrænkningen efter § 26 a og den påkrævede realisering af planen. I indsatsplanbekendtgørelsens § 9 er det formuleret således, at pålæg efter miljøbeskyttelseslovens § 26 a kun kan pålægges den enkelte ejer, når foranstaltningen er nødvendig for at opfylde målet med en indsatsplan.

Forholdet kommer klart til udtryk i Miljøklagenævnets afgørelse vedrørende et § 26 a-påbud i Aalborg Kommune.[25] I afgørelsen redegøres med udgangspunkt i forarbejderne til § 26 a for, at det, der kræves dokumentation for, er en sammenhæng mellem påbuddet og realisering af målet med planen – ikke for at de enkelte elementer i påbuddet må anses for nødvendige på ejendomsniveau. Ulige eller »skævt« fordeling af forureningsbegrænsningen på forskellige ejendomme er derved mulig.

Der er ikke udtrykkeligt formuleret noget nødvendighedskrav i forbindelse med aftalebestemmelsen i vandforsyningslovens § 13 d, og man kan antage, at det kræver mindre dokumentation for nødvendigheden at indgå en aftale end at give et påbud. Men hensigten med aftalen skal naturligvis være at gennemføre indsatsplanen for grundvandsbeskyttelse – ikke f.eks. at skaffe rekreative arealer i kommunen. Dette følger også af vandforsyningslovens § 52 a og af det almindelige krav om saglighed.

### **3.3. Indsatsplanen som administrationsgrundlag generelt**

Det er retningslinjerne i indsatsplanen, der udgør et administrationsgrundlag, når kommunerne træffer afgørelser i medfør af den generelle miljølovgivning. Lovens § 13 c angiver, at kommunalbestyrelsen ved afgørelse af sager skal lægge de retningslinjer til grund, der er angivet i en indsatsplan. Det fremgår ikke ganske klart af loven eller lovbemærkningerne, hvilke retningslinjer der kunne tænkes fastsat i en indsatsplan. Det fremgår dog, at retningslinjerne skal lægges til grund ved afgørelsen af relevante sager. Det drejer sig altså om retningslinjer i form af afvejningsregler for myndighedernes anvendelse af skønsmæssige kompetencer efter miljølovgivningen i øvrigt, f.eks. om tilbageholdenhed ved meddelelse af tilladelser, der kan føre til forøget forurening, jf. også

formuleringen i indsatsplanbekendtgørelsens § 3, stk. 1, nr. 3, om retningslinjer for tilladelser og andre afgørelser. Brugen af retningslinjer i en indsatsplan er således rettet mod stillingtagen til nye eller ændrede aktiviteter, der kræver tilladelse el.lign. i medfør af lovgivningen.

Det er uafklaret, hvor bindende retningslinjerne i en indsatsplan er for myndighedernes afgørelser. Michael Tophøj Sørensen sammenligner den bindende virkning med »virke for-princippet« kendt fra den fysiske planlægning,[26] men ud fra bestemmelsens formulering kunne det overvejes, om der var grundlag for at antage en kraftigere binding. I mangel af et klarere retsgrundlag må det formentlig lægges til grund, at der alene er tale om retningslinjer, der, som ordet indikerer, er retningsgivende for administrationen. Der er ikke offentliggjorte sager, hvor det har været nødvendigt at tage udtrykkeligt stilling til spørgsmålet, og det er i dag, efter amterne er nedlagt, alene kommunalbestyrelsen selv, der er »bundet« af retningslinjerne.

I nogle situationer har indsatsplanernes retningslinjer vist sig at have ringe styrke. I en sag fra Odder krævede Miljøklagenævnet en endog meget grundig dokumentation fra kommunens side for at afslå at dispensere til et jordvarmeanlæg, selv om området i en indsatsplan var betegnet som sårbart.[27] I den konkrete sag hænger det dog muligvis mere sammen med de ret detaljerede vurderingskrav, der er angivet for sådanne sager i jordvarmebekendtgørelsen. I almindelighed må det forventes, at både klagenævn og domstole vil lægge vægt på en indsatsplans retningslinjer, når kommunerne bevæger sig inden for det lovlige skøn og har overholdt eventuelle sagsbehandlingskrav.

### **3.4. Indsatsplanerne som administrationsgrundlag ved miljøgodkendelse af husdyrbrug**

Selvom indsatsplaner kan indeholde retningslinjer, der er rettet mod flere forskellige aktiviteter og de hertil knyttede tilladelsesordninger, var indsatsplanerne tiltænkt en særlig rolle i forhold til nitrat og pesticider. Særligt i forhold til nitrat skete der med vedtagelsen af husdyrgodkendelsesloven visse æn-

25. MAD 2010.1260.

26. M. Tophøj Sørensen: Helhedsorienteret grundvandsbeskyttelse: de aktuelle planlægningsinstrumenters muligheder og begrænsninger for helheds- og handlingsorienteret planlægning i vigtige drikkevandsområder. Landinspektøren 2002, s. 32.

27. MAD 2008.1565.

dringer af de hidtidige muligheder for at regulere nitratforurening fra husdyrbrug. Ved lovens ikrafttræden d. 1. januar 2007 blev indsatsplanerne udtrykkeligt gjort til en del af administrationsgrundlaget for miljøgodkendelser af husdyrbrug. Dette skete imidlertid uden nogen stillingtagen til, om der herved var tilsigtet en ændring i de forudsætninger, der blev lagt til grund ved fastlæggelsen af indsatsplaninstrumentet. Som nævnt ovenfor var det en klar forudsætning for brugen af indsatsplaner, at indgreb i landbrugets eksisterende gødningsanvendelse ud over den generelle regulering af gødningsanvendelsen ved f.eks. udbringningskrav, harmonikrav, kvælstofnormer og -kvoter mv. skulle ske ved anvendelse af frivillige aftaler eller påbud.

De særlige forudsætninger vedrørende nitratforurening fra landbruget er også beskrevet i Miljøklagenævnets afgørelse fra 2005 vedrørende en indvindingstilladelse til markvanding på Samsø.[28] Her konkluderer nævnet, at det følger af miljøbeskyttelseslovens § 26 a, at restriktioner over for almindelig landbrugsdrift – ud over den, der følger af de generelle gødningsregler – enten skal ske frivilligt ved aftale eller mod fuldstændig erstatning.

Den generelle regulering af gødningsanvendelsen, der ikke har kunnet og ikke i det eksisterende regelsæt kan differentieres under hensyntagen til retningslinjer i indsatsplaner, var dog også dengang suppleret af konkrete vurderings- og godkendelseskrav for husdyrbrug. I forhold til krav om VVM og miljøgodkendelse for visse husdyrbrug blev det i lov-bemærkningerne til 1998-loven forudsat, at der skulle inddrages en vurdering af den øgede nitratbelastning af grundvand. Tilsvarende blev det for den indsatte – men ikke udnyttede – hjemmel i miljøbeskyttelseslovens § 19, stk. 6, til godkendelsesordninger for husdyrbrug i indsatsområder udtrykkeligt angivet, at de kun skulle vedrøre ændringer i forhold til den nuværende anvendelse. Spørgsmålet er, om der uden nærmere holdepunkter i bemærkningerne til husdyrgodkendelsesloven er grundlag for at antage, at indsatsplanerne i dag i videre omfang skal kunne indeholde retningslinjer for de konkrete vurderings- og godkendelseskrav for husdyrbrug, navnlig for så vidt angår den nuværende eller eksisterende gødningsanvendelse.

Indsatsplaner har blandt andet som følge af de ovenfor beskrevne forudsætninger om udmøntning af den konkrete indsats gennem aftaler og påbud tidligere kun spillet en begrænset rolle i forbindelse med miljøgodkendelse mv. af husdyrbrug. Der er ikke umiddelbart offentliggjorte sager efter den tidligere lovgivning, hvor en indsatsplan har haft betydning for godkendelsen af et husdyrbrug. Der har været eksempler på VVM-screeninger, hvor udpegning af nitratfølsomme indvindingsområder – men som udgangspunkt ikke særlige drikkevandsområder – ansås at være et forhold, der kunne udløse VVM-pligt og dermed krav om en nærmere vurdering af påvirkningen.[29] Der var dog ikke tale om områder omfattet af en indsatsplan.

Med husdyrgodkendelseslovens ikrafttræden d. 1. januar 2007 blev indsatsplanerne i husdyrgodkendelsesbekendtgørelsen tildelt en særlig status som en del af administrationsgrundlaget for miljøgodkendelserne i kraft af det såkaldte »beskyttelsesniveau«. Beskyttelsesniveauet er beskrevet i husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens[30] temmelig omfattende bilag 3. Bilag 3 bruges dels til at afgrænse, hvornår der foreligger en »væsentlig virkning på miljøet«, jf. bekendtgørelsens § 9, stk. 3, dels til i samspil med bilag 4 at indskrænke kommunalbestyrelsens muligheder for at stille miljømæssige vilkår i forbindelse med miljøgodkendelserne. Bilag 4 blev først indføjet med virkning fra 20. april 2009.

Kommunen skal ganske vist for hver ansøgning foretage en konkret vurdering af forureningen, jf. husdyrgodkendelseslovens § 29, stk. 2. Beskyttelsesniveauet for grundvand er fastlagt i husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens bilag 3 D, nr. 2, mens den begrænsede mulighed for skærpe i forhold til beskyttelsesniveauet i særlige tilfælde fremgår af husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens bilag 4, nr. 3. Ved særlige tilfælde forstås ifølge bekendtgørelsens § 11, stk. 4, en beskyttelse, der er i strid med beskyttelsen af Natura 2000-områder eller bilag IV-arter, eller en væsentlig påvirkning af særlige regionale eller lokale

28. MAD 2005.914.

29. Se bl.a. NKO2001.239D om nitratfølsomme indvindingsområder og NKO2000.225A om områder med særlige drikkevandsinteresser. Se også H.T. Anker, Kap. 4 Planlovgivning, i E.M. Basse (red.), Miljøretten 2., 2. udg. 2006, s. 280f.

30. Bekendtgørelse nr. 294 af 31.3.2009 om tilladelse og godkendelse m.v. af husdyrbrug, senest ændret ved bkg. nr. 1344 af 21.12.2011.

beskyttelsesinteresser.[31] Der kan dog efter praksis ikke ske skærpelse af vilkår ud over den udvaskning, der vil være forbundet med et planteavlbrug, idet husdyrgodkendelsesloven alene regulerer den påvirkning, der følger af husdyrbruget («planteavlsreglen»).[32]

I bilag 3 D, nr. 2 er der fastsat 3 mulige situationer, når husdyrbrugets arealer ligger inden for nitratfølsomme indvindingsområder:

1. Området er udpeget som nitratfølsomt indvindingsområde, det er kortlagt (zoneret) og der er udarbejdet en indsatsplan.
2. Området er udpeget som nitratfølsomt indvindingsområde, men endnu ikke kortlagt (zoneret) og der er ikke udarbejdet en indsatsplan.
3. Området er udpeget som nitratfølsomt indvindingsområde, og der er foretaget zoneret, men endnu ikke udarbejdet en indsatsplan af den pågældende kommune.

I den første situation skal tilladelsen eller godkendelsen fastsætte vilkår, der lever op til indsatsplanen, se herom nedenfor.

I den anden situation skal tilladelsen eller godkendelsen efter husdyrgodkendelsesloven sikre, at der ikke sker nogen merbelastning, såfremt udvaskningen fra rodzonen overstiger 50 mg nitrat/l i efter-situationen. Et husdyrbrug, hvor den eksisterende drift medfører en udvaskning på 120 mg nitrat/l, kan altså godkendes, hvis udvaskningen blot fastholdes eller sænkes til 119 mg nitrat/l – uanset kravet om maksimalt 50 mg/l i grundvandet.

I den tredje situation, hvor det nitratfølsomme indvindingsområde er kortlagt, men der endnu ikke er udarbejdet en indsatsplan for området, skal det vurderes konkret, om der skal stilles vilkår af hensyn til grundvandsbeskyttelsen. I denne situation begrænses muligheden for at stille vilkår ifølge bekendtgørel-

sens bilag 4, nr. 3, også til kun at stille vilkår om ingen merbelastning, når udvaskningen fra rodzonen overstiger 50 mg nitrat/l. Godkendelse af et husdyrbrug, hvor den eksisterende drift medfører en udvaskning på 120 mg nitrat/l, vil altså ifølge bekendtgørelsen heller ikke her kunne afslås, hvis udvaskningen blot fastholdes eller sænkes til 119 mg nitrat/l.

Der er i både den anden og den tredje situation tale om en form for fiksering af status quo med hensyn til forureningen af grundvandet. Det er dog værd at bemærke, at udvaskningen i nudrift beregnes ud fra et referencesædskifte og de generelle krav til efterafgrøder og kvælstofanvendelse. Hvis ansøger faktisk har haft et sædskifte med mindre udvaskning, anvendt mindre handelsgødning end normen eller på anden måde har drevet arealerne med en mindre forurening til følge, så tager bekendtgørelsen ikke højde for det. Der er tale om en fiktiv før-situation, og den ansøgte drift sættes ikke i forhold til områdets nuværende faktiske drift og forureningsbelastning.

Den første situation i bekendtgørelsen, hvor der er udarbejdet en indsatsplan for det område, som husdyrbruget ligger i, er den, der påkalder sig mest opmærksomhed i denne artikel. Her angiver bekendtgørelsen nemlig, at kommunen skal fastsætte vilkår i miljøgodkendelsen, så godkendelsen *lever op til* den indsatsplan, der foreligger.

Spørgsmålet er herefter, om husdyrgodkendelsesreglerne fraviger lovgivningens almindelige udgangspunkt, som det kom til udtryk i Drikkevandsbænkningens anbefalinger vedrørende indsatsplaner og ved indførelsen af miljøbeskyttelseslovens § 26 a, og som Miljøklagenævnets afgørelse i Samsø-sagen er et udtryk for – nemlig at indgreb i den eksisterende drift skal ske ved aftaler eller påbud mod erstatning?

Der er ikke noget holdepunkt i husdyrgodkendelsesloven for, at lovgivningens almindelige udgangspunkt for indsatsplanlægningen skal fraviges. Forarbejderne tager ikke stilling til spørgsmålet – tværtimod fremgik det, at de gældende regler for grundvandsbeskyttelse ikke blev ændret med loven. Bekendtgørelsen er på den anden side forholdsvis tydelig i sin angivelse af, at der i situationen, hvor der er udarbejdet en indsatsplan for et område, godt kan stilles vilkår, der søger at begrænse nitratudvaskningen. Bekendtgørelsens bilag 3 har hjemmel i lovens § 34, men det er usikkert, om hjemlen rækker til at indføre en regulering, hvor der gennem indsatsplaner erstatningsfrit kan ske indskrænkninger i forhold til den eksisterende landbrugsdrift.

31. Selvom bekendtgørelsens § 11, stk. 2 og 4, ganske klart begrænser kommunernes adgang til at stille yderligere vilkår i overensstemmelse med bilag 4, er der skabt en vis usikkerhed om rækkevidden heraf. I Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse af 23. december 2011, j.nr. NMK-131-00040 angives således, at »Natur- og Miljøklagenævnet lægger en forståelse til grund, hvorefter husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens § 11, stk. 2-5 ikke kan betragtes som eksklusiv.« Det fremgår dog ikke ganske klart af afgørelsen, om der rent faktisk er tale om Natur- og Miljøklagenævnets standpunkt eller om kommunens opfattelse af nævnets standpunkt.
32. Se bl.a. Natur- og Miljøklagenævnets afgørelse af 24. november 2011, j.nr. NMK-133-00068, der hermed accepterer Miljøstyrelsens vejledning herom.



Der synes nemlig at være grænser for, hvor kraftigt en indsatsplan kan regulere indholdet af miljøgodkendelser. For det første er der ikke ud fra ekspropriationsretlige betragtninger adgang til erstatningsfrit helt at udelukke almindelig landbrugsdrift af arealerne. En indsatsplan, der angiver, at et delområde skal overgå til en helt ekstensiv driftsform, kan ikke realiseres som erstatningsfri regulering i forbindelse med godkendelser af husdyrbrug i indsatsområdet. Det er også tvivlsomt, om en indsatsplan, der indeholder krav til udvaskningen fra bestemte arealer, som vanskeliggør almindelig landbrugsdrift, kan sætte en stopper for udvidelser eller godkendelsespligtige driftsændringer i situationer, hvor projektet ikke medfører en merbelastning i forhold til den eksisterende drift. Der må i sådanne situationer lægges vægt på lovgivningens almindelige udgangspunkt vedrørende landbrugets anvendelse af gødning og hjælpestoffer, der var forudsætningen for indførelsen af indsatsplaner, hvorved indskrænkninger i den almindelige landbrugsdrift af hensyn til grundvandet skulle ske frivilligt eller om nødvendigt ved påbud mod erstatning.

På den anden side fremgår det dog klart af husdyrgodkendelsesloven og den tilhørende bekendtgørelse, at der i en miljøgodkendelse kan stilles krav vedrørende begrænsning af grundvandsforureningen i forbindelse med en udvidelse eller en ændret drift af et husdyrbrug. Forholdet kompliceres af, at det i mange situationer er svært at adskille den forurening, der følger af den eksisterende drift, fra den forurening, som følger af udvidelsen. Der er imidlertid en principiel forskel på gennem retningslinjer i en indsatsplan at regulere forurening i forbindelse med fremtidige aktiviteter og at gøre indskrænkninger i den eksisterende drift af bestemte arealer. Dette svarer til den ovenfor angivne sondring vedrørende indsatsplanens angivelse af konkrete foranstaltninger – som for nitrats vedkommende almindeligvis forudsættes at ske gennem frivillige aftaler eller påbud mod erstatning – og retningslinjer vedrørende godkendelse eller tilslutning af nye eller fremtidige forhold.

Som nævnt ovenfor var udgangspunktet i Drikkevandsbetænkningen og lovforarbejderne, at indskrænkninger i den hidtidige gødningsanvendelse på bestemte arealer skulle gennemføres ved frivillige aftaler eller påbud mod erstatning, og at retningslinjer for godkendelser skulle rettes mod den forøgede forurening, dvs. merbelastningen.

Der kan imidlertid ikke ved godkendelse af en udvidelse eller ændring ses bort fra miljøpåvirkningen fra den eksisterende drift. I forhold til VVM-direkti-

vets krav skal der foretages en vurdering af den samlede (kumulative) virkning, herunder med inddragelse af miljøpåvirkningen fra den eksisterende drift. VVM-direktivets vurderingskrav er dog ikke ensbetydende med, at der også skal ske en regulering gennem vilkårsfastsættelse for den eksisterende drift. Efter husdyrgodkendelsesbekendtgørelsens § 9, stk. 2, kan der dog ikke meddeles en godkendelse af ændringen/udvidelsen, hvis den samlede miljøpåvirkning vurderes at være væsentlig, dvs. at overskride beskyttelsesniveauet. Endvidere må der ved første godkendelsesbehandling efter husdyrgodkendelsesloven ske en samlet godkendelse af hele anlægget og bedriftens arealer, jf. husdyrgodkendelseslovens § 103, stk. 2.

Der synes således at være en konflikt mellem husdyrgodkendelseslovens godkendelsessystem og de særlige forudsætninger, der blev lagt til grund for brugen af indsatsplaner. Der ses ikke at være taget stilling hertil i forbindelse med husdyrgodkendelseslovens vedtagelse. På den baggrund er det tvivlsomt, om indsatsplanerne – i modstrid med lovbemærkningerne hertil – vil kunne indeholde retningslinjer for administration af husdyrgodkendelsesloven for andet end merbelastning med nitrat ved ændring eller udvidelse af et eksisterende husdyrbrug. Herefter vil det sjældent være muligt at reducere nitratforureningen af grundvandet væsentligt ved vedtagelsen af en indsatsplan og anvendelse af miljøgodkendelsesinstrumentet for husdyrbrug. Dertil kommer, at hvis der gives afslag på miljøgodkendelse, eller hvis landmanden ikke er i stand til at opfylde de fastsatte vilkår i forbindelse med en udvidelse og derfor ikke realiserer den, vil konsekvensen oftest være, at den eksisterende (lovlige) drift fortsætter medmindre det er en forudsætning for fortsat drift, at der opnås en (ny) miljøgodkendelse.

Såfremt der ønskes en særlig indsats mod nitratforurening af grundvandet, er det dog heller ikke hensigtsmæssigt at basere reguleringen på miljøgodkendelser af husdyrbrug. Tværtimod er der behov for at kunne regulere gødningsanvendelsen som sådan, uanset om denne sker som et led i et husdyrbrugs drift eller som led i anden landbrugsdrift. Eksempelvis er der et behov for også at kunne regulere anvendelsen af afgasset biomasse eller andre gødningsstoffer på sårbare arealer eller oplande til sårbare grundvandsmagasiner.

Hvor eksempelvis kun et del af et husdyrbrugs arealer er beliggende inden for et indsatsområde med en indsatsplan, sker der i praksis ofte det, at de pågældende arealer tages ud af ansøgningen om miljøgodkendelse, således at de ikke anvendes til udbring-

ning af husdyrgødning. Det betyder, at de pågældende arealer stadig kan dyrkes normalt med anvendelse af kunstgødning eller bortforpagtes til et landbrug uden miljøgodkendelse. Ved at satse på en regulering af arealerne gennem miljøgodkendelse af husdyrbrug, der har fokus på husdyrgødning og ikke andre former for gødning, fragmenteres grundvandsbeskyttelsen.

#### **4. Afrunding og fremtidsperspektiver**

Artiklen her har behandlet de to nye væsentlige aspekter af indsatsplanlægningen, siden planerne blev introduceret i 1998 – vandrammedirektivets nye retlige ramme for grundvandsbeskyttelsen og husdyrgodkendelseslovens nye regler for miljøgodkendelse af husdyrbrug. Det er tydeligt, at der hverken i det ene eller det andet regelsæt har været tale om en grundig stillingtagen til brugen af indsatsplaner som retligt virkemiddel, herunder indsatsplanernes funktion som dokumentationsgrundlag og administrationsgrundlag.

Som det fremgår af vandplanerne, er indsatsplanerne tiltænkt en væsentlig rolle i grundvandsbeskyttelsen som et supplement til den generelle regulering. Der er dog ikke nærmere redegjort for, hvordan grundvandsbeskyttelsen faktisk kan udmøntes via indsatsplaner. For det første dækker indsatsplanerne arealmæssigt kun en ganske lille del af de grundvandsforekomster, der skal leve op til miljømålene. For det andet vil det være aldeles uoverkommeligt at sikre grundvandet i hele Danmark ved hjælp af indsatsplaner.

Det må efter vores opfattelse navnlig være den generelle regulering og vandplanerne, der sammen med de kommunale handleplaner sikrer, at grundvandsforekomsterne opnår de fastsatte miljømål. Indsatsplanernes rolle må være begrænset til at tage sig af de særlige tilfælde, hvor særlige lokale drikkevandsinteresser skal sikres, og hvor opnåelsen af miljømålet for grundvandsforekomsten ikke er nok til at sikre et tilstrækkeligt lavt nitratindehold i et konkret indvindingsopland. Her er indsatsplanen egnet til at sikre vandværkernes konkrete investeringer i vandindvindinger og tilknyttet infrastruktur. Dette harmonerer med baggrunden for indsatsplanerne i bl.a. Drikkevandsbetænkningen fra 1998 og gennemførelsen heraf. Det klare udgangspunkt har her været, at indsatsplanerne er et instrument målrettet beskyttelse af drikkevand – ikke til beskyttelse af grundvandet generelt og ikke til beskyttelse af vandmiljøet eller terrestrisk natur. Der har ikke i forbindelse med vandrammedirektivets eller vandplanernes implemente-

ring været lagt op til en udvidelse af anvendelsesområdet for indsatsplaner.

I relation til nitratforurening af grundvandet er den gældende regulering heller ikke hensigtsmæssig. Der sker ganske vist en generel begrænsning af nitratudvaskningen gennem den generelle regulering i form af kvælstofnormer, -kvoter mv. For så vidt angår husdyrbrug er mulighederne for faktisk at begrænse nitratforurening af grundvand fra husdyrbrug ifølge husdyrgodkendelseslovens regelsæt i det store og hele begrænset til merbelastningen fra udvidelser eller ændringer af husdyrbrug. Samtidig medfører den særlige regulering af husdyrbrug, at husdyrgødning i reguleringsmæssig henseende stilles anderledes end andre former for gødning. Disse begrænsninger kan tale for, at der etableres en ny generel regulering af al gødningsanvendelse, hvor der med afsæt i vandplanerne og de tilknyttede områdeudpegninger tages hensyn til de enkelte områders sårbarhed, herunder i forhold til grundvandet.

Det såkaldte Husdyrreguleringsudvalg har i sin rapport i 2011 foreslået, at der etableres en ny samlet regulering af al gødningsanvendelse, der kan differentieres i forhold til de enkelte arealers miljø- eller naturmæssige sårbarhed, f.eks. i form af varierende krav til den maksimale kvælstofmængde eller den maksimale kvælstofudvaskning.[33] Baggrunden for forslaget er bl.a. netop det forhold, at det er uhenigtsmæssigt primært at regulere nitratbelastning gennem godkendelser af husdyrbrug, idet nitratbelastningen er knyttet til gødningsanvendelsen og arealdriften som helhed og ikke kun til husdyrbrugenes arealdrift og anvendelsen af husdyrgødning. En sårbarhedsdifferentieret generel regulering af gødningsanvendelsen vil herefter kunne lægges til grund for godkendelsen af de enkelte husdyrbrug.

En sårbarhedsdifferentieret generel regulering kan dog ikke stå alene. Der kan være konkrete arealer eller grundvandsforekomster, der er så sårbare, at det kræver særlige dyrkningsrestriktioner, som kan have en ekspropriativ karakter. En generel sårbarhedsdifferentieret arealregulering må derfor suppleres med konkrete aftale- og påbudsmuligheder, og evt. overtagelse eller ekspropriation. Det er netop denne situation, som det eksisterende indsatsplaninstrument er særligt rettet mod.

Etablering af en generel sårbarhedsdifferentieret arealregulering kan naturligt indgå som et led i både vand- og Natura 2000-planlægningen. I forhold til

33. Husdyrreguleringsudvalget: Anbefalinger fra Husdyrreguleringsudvalget, 2011 s. 17.



nitratforurening af grundvandet vil udpegningen af grundvandsforekomster, områder med særlige drikkevandsinteresser og nitratfølsomme indvindingsområder kunne danne grundlag for en vis differentiering af eksempelvis krav til nitratudvaskningen. Hvor der er særlige drikkevandsinteresser, vil den generel-

le, sårbarhedsdifferentierede regulering fortsat kunne suppleres af indsatsplanernes angivelse af en særlig konkret indsats og anvendelse af aftale- og påbudshjemlerne samt retningslinjer for administration af den øvrige miljølovgivning.